



**You have downloaded a document from
RE-BUS
repository of the University of Silesia in Katowice**

Title: Kierunki przemian dla fitocenoz borowych obserwowanych na stałych powierzchniach badawczych w okolicach Huty Cynku w Miasteczku Śląskim

Author: Izabela Gerold-Śmietańska

Citation style: Gerold-Śmietańska Izabela. (2007). Kierunki przemian dla fitocenoz borowych obserwowanych na stałych powierzchniach badawczych w okolicach Huty Cynku w Miasteczku Śląskim. Praca doktorska. Katowice : Uniwersytet Śląski

© Korzystanie z tego materiału jest możliwe zgodnie z właściwymi przepisami o dozwolonym użytku lub o innych wyjątkach przewidzianych w przepisach prawa, a korzystanie w szerszym zakresie wymaga uzyskania zgody uprawnionego.



UNIwersytet ŚLĄSKI
W KATOWICACH



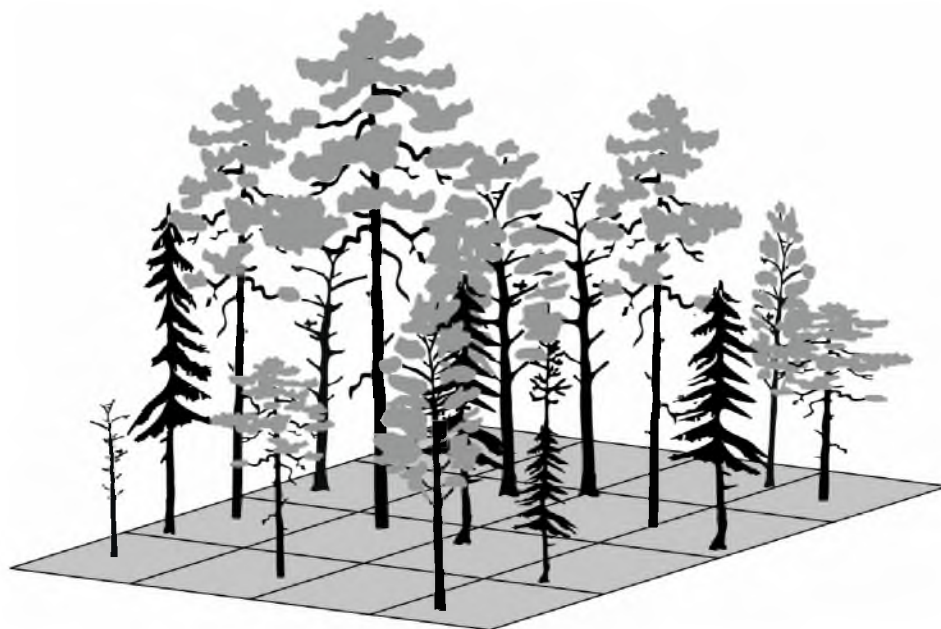
Biblioteka
Uniwersytetu Śląskiego



Ministerstwo Nauki
i Szkolnictwa Wyższego

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
WYDZIAŁ BIOLOGII I OCHRONY ŚRODOWISKA

IZABELA GEROLD-ŚMIETAŃSKA



KIERUNKI PRZEMIAN FITOCENOZ BOROWYCH
OBSERWOWANYCH
NA STAŁYCH POWIERZCHNIACH BADAWCZYCH
W OKOLICACH HUTY CYNKU W MIASTECZKU ŚLĄSKIM

ROZPRAWA DOKTORSKA
WYKONANA W KATEDRZE BOTANIKI SYSTEMATYCZNEJ
POD KIERUNKIEM
PROF. DR HAB. KRZYSZTOFA ROSTAŃSKIEGO

KATOWICE 2007

*Panu prof. dr hab. Krzysztofowi Rostańskiemu za promotorstwo oraz wiele cennych wskazówek,
Panu dr Adamowi Rostańskiemu za opiekę, uwagi metodyczne i okazaną pomoc w trakcie
powstawania niniejszej rozprawy,
Pani dr Gabrieli Woźniak, Pani dr Agnieszce Błońskiej,
Panu dr Eugeniuszowi Małkowskiemu oraz Panu dr Damianowi Chmurze
za poświęcony czas, życzliwe konsultacje i cenne uwagi,
Pani dr Barbarze Fojcik oraz Panu dr hab. Sławomirowi Sokółowi
za weryfikację mszaków i porostów,
Panu dr hab. Ryszardowi Ciepałowi za umożliwienie przeprowadzenia analiz
w Katedrze Ekologii, cenne wskazówki oraz życzliwość,
Pani mgr Sylwii Pomierny za pomoc w badaniach laboratoryjnych
oraz wspólne „pokonywanie problemów naukowych”,
Koleżankom i Kolegom z Katedry Botaniki Systematycznej,
a także mojej Rodzinie za wytrwałość, wyrozumiałość oraz za nieocenioną pomoc – bez której
praca ta nie miałaby szansy powstać*

składam serdeczne podziękowania

WSTĘP.....	4
1. PRZEGLĄD LITERATURY.....	6
1.1 Przyczyny zamierania lasów	7
1.2 Monitoring drzewostanów zagrożonych emisjami przemysłowymi	12
1.3 Zanieczyszczenie środowiska metalami ciężkimi	13
1.4 Metody dendroanalizy a monitoring zmian środowiska	16
2. RYS FIZJOGRAFICZNY TERENU BADAŃ.....	20
2.1. Położenie i granice.....	20
2.2. Geomorfologia.....	21
2.3. Warunki klimatyczne.....	22
2.4. Warunki hydrologiczne.....	25
2.5. Gleby.....	27
2.6. Przekształcenia środowiska przyrodniczego	31
2.7. Wpływ przemysłu na zanieczyszczenie powietrza	34
3. METODYKA BADAŃ.....	43
3.1. Charakterystyka powierzchni badawczych.....	43
3.2. Metodyka badań terenowych	50
3.3. Metody analiz laboratoryjnych.....	55
3.4. Statystyczne metody opracowania danych.....	56
4. WYNIKI	58
4.1. Skład flory badanych powierzchni.....	58
4.2. Charakterystyka roślinności badanych powierzchni.....	83
4.3. Charakterystyka warunków siedliskowych	97
4.3.1. Charakterystyka podłoża	97
4.3.2. Badania wpływu zanieczyszczeń na drzewostany sosnowe	101
5. DYSKUSJA	120
5.1 Przemiany fitocenoz analizowanych powierzchni badawczych	120
5.2 Stan zanieczyszczenia gleby badanych powierzchni	126
5.3 Przemiany drzewostanów pod wpływem długotrwałego oddziaływania emisji zanieczyszczeń.....	134
6. WNIOSKI.....	144
7. LITERATURA.....	147
8. ZAŁĄCZNIK	170

WSTĘP I CEL PRACY

Środowisko przyrodnicze jest układem dynamicznym, a zmiany warunków fizjograficznych stanowią integralny element jego charakterystyki. Wzajemne relacje pomiędzy środowiskiem a zdolnością przystosowawczą organizmów są jednocześnie warunkiem przetrwania i motorem specjalnych procesów ewolucyjnych (PRZYBYLSKI 1993).

Produkcja przemysłowa oraz związane z nią zanieczyszczenie środowiska uruchamiają i włączają w cykl metabolizmu ekosystemów dodatkowy strumień zanieczyszczeń, który znacznie przekracza możliwości adaptacyjne wielu gatunków roślin i zwierząt. Niezależnie od podejmowanych prób wyjaśniania mechanizmów powstawania szkód notowano coraz częściej ujemny wpływ emisji zanieczyszczeń na rozwój sosny. Dominująca rola sosny w lasach Polski w zestawieniu z ograniczoną tolerancją na skażenia przemysłowe tworzyła wyraźne tło konfliktu ekologicznego (PRZYBYLSKI 1993). Obecnie już powszechnie wiadomo, że sosna zwyczajna należy do gatunków wrażliwszych na oddziaływanie zanieczyszczeń środowiska.

Antropopresja przybierając na sile w ciągu dziejów, wykazała tendencję do coraz większego uniezależnienia od woli człowieka takich cech fitocenozy leśnej, jak struktura warstwowa i skład gatunkowy, inicjując w ekosystemach leśnych różne procesy ekologiczne – degenerację, regenerację, regresję, sukcesję wtórną – odzwierciedlające przemiany roślinności na różnych poziomach organizacji (OLACZEK 1974a, FALIŃSKI 1991). Degeneracja nakłada się na naturalną zmienność fitocenoz mnogością ich modyfikacji, przyczyniając się do zwiększenia różnorodności zbiorowisk roślinnych lub też do ograniczenia i eliminacji niektórych typów fitocenoz. W rezultacie większość fitocenoz leśnych Europy przedstawia formy degeneracyjne naturalnych układów, bądź też postaci regeneracyjne fitocenoz uprzednio zdegenerowanych (OLACZEK 1974a).

Stwierdzono już wielokrotnie, że całe środowisko przyrodnicze regionu śląskiego w różnym stopniu podlega silnej presji licznych czynników antropogenicznych. Omawiany teren to najbardziej rozległy obszar przemysłowo – urbanizacyjny w Europie Środkowej. Występują tu liczne kopalnie węgla kamiennego, rud cynku i ołowiu, huty żelaza, metali kolorowych, elektrownie i wiele innych zakładów przemysłowych. Wpływ zanieczyszczeń powietrza na lasy rozpatrywany jest jako zagrożenie lokalne, ograniczające się do warunków bliskiego sąsiedztwa większych emitorów, ale też w odniesieniu do dużych obszarów.

Postępująca degradacja lasów stała się powodem wzmożonego zainteresowania wielu ośrodków badawczych wpływem skażeń środowiska na ekosystemy leśne (GRESZTA 1975; BIAŁOBOK 1987, 1989a; SIWECKI 1994, 2002; SPOREK 2002; GRESZTA i in. 2002).

Począwszy od lat siedemdziesiątych prowadzone były badania nad reakcją i przemianami flory oraz roślinności na terenie lasów otaczających Hutę Cynku w Miasteczku Śląskim (ROSTAŃSKI K. 1978, 1979, 1980, 1985a, 1989, 1991a). Obserwacje prowadzone były w trzech nurtach badawczych – florystycznym, geobotanicznym oraz ekologicznym. Wykonywane badania miały na celu określenie zmian zachodzących w monitorowanych fitocenozach leśnych pod wpływem oddziaływania Huty, na podstawie analizy zmian w składzie roślinności, a także obserwacji kondycji zdrowotnej drzewostanów.

Celem badań podjętych w niniejszej pracy jest charakterystyka aktualnego stanu fitocenz borowych, a także określenie charakteru, kierunku oraz dynamiki przemian w fitocenozach leśnych, na podstawie porównania dokumentacji badań prowadzonych w latach 1975-1990 z obecnymi badaniami.

Szczegółowe zadania badawcze pracy to:

1. Określenie zmian ilościowych oraz jakościowych składu gatunkowego flory badanych powierzchni.
2. Uchwycenie kierunku oraz dynamiki zmian fitocenz zachodzących w zależności od odległości od emitora.
3. Ocena wpływu emisji Huty na rozwój drzewostanów sosnowych.
4. Ocena zależności zachodzących w układzie atmosfera – ekosystem, poprzez ocenę zawartości metali ciężkich w glebie oraz drewnie sosny.
5. Próba prognozowania zmian regeneracyjnych fitocenz badanych powierzchni, zachodzących w wyniku notowanej od kilku lat poprawy warunków środowiskowych.

1. PRZEGLĄD LITERATURY

Intensyfikacja działalności człowieka, a zwłaszcza produkcji przemysłowej w minionym stuleciu, stała się na obszarze Polski główną przyczyną wielu zmian w strukturze i funkcjonowaniu układów ekologicznych. Znaczne szkody i przekształcenia objęły ekosystemy leśne (DYGUŚ 2002).

Lasy, w warunkach klimatycznych naszego kraju, są jedną z najbardziej naturalnych formacji przyrody. Spełniają szereg funkcji biotycznych, umożliwiając bytowanie wielu gatunkom roślin i zwierząt, chroniąc różnorodność biologiczną i jej zasoby genowe. Poprzez tłumienie hałasu, zmniejszając siłę wiatru, zatrzymując pyły i gazy, stabilizują klimat i kształtują krajobraz (RYKOWSKI 1993). Większość funkcji spełnianych przez fitocenozy leśne zostało zagrożonych wraz ze wzrostem degeneracji lasów. Na stan lasów wpływ mają także metody gospodarki leśnej powodując często degradację siedlisk oraz degenerację zbiorowisk leśnych, a także tradycyjne zagrożenia, jakimi są masowe pojawy szkodników owadzych, występowanie chorób grzybowych oraz szkody klimatyczne i klęski żywiołowe. Na te tradycyjne zagrożenia nakładają się skutki bezpośredniego i pośredniego oddziaływania zanieczyszczeń powietrza dając w efekcie istniejący stan zniszczenia lasów (JUDA-REZLER 2000).

Fakt nasilającego się zamierania drzewostanów, głównie w latach siedemdziesiątych, przyczynił się do podjęcia przez naukowców szeregu programów badawczych, mających na celu rozpoznanie i wyjaśnienie przyczyn niekorzystnych zmian w środowiskach leśnych. Za jedną z głównych przyczyn szkód obserwowanych w lasach Europy uznano silne skażenie środowiska przyrodniczego powodowane przez znaczne zanieczyszczenia przemysłowe (BIAŁOBOK i in. 1993).

Szkodliwy wpływ zanieczyszczeń powietrza – określanych jako „dymy fabryczne” – opisywany był po raz pierwszy w Polsce z okolic Katowic i Mysłowic w 1893 roku przez REUSA (cyt za GODZIK S., HARABIN 1968). Kolejne wzmianki, o szkodach wyrządzanych przez przemysłowe zanieczyszczenia powietrza w lasach, pochodzą z prac ŁUCZKIEWICZA (1922 a, b), który na podstawie obserwacji wpływu „dymów fabrycznych” proponował metody uprawy lasów na terenach przemysłowych, a także sugerował dobór drzew najbardziej przydatnych do terenów objętych szkodliwym działaniem zanieczyszczeń.

Do chwili obecnej powstało wiele prac podejmujących temat wpływu zanieczyszczeń powietrza na drzewa, czy też kompleksowego ich oddziaływania na ekosystemy leśne (MYCZKOWSKI 1962; CZYŻ i in. 1968; PISKORNIK, GODZIK S. 1970; SOKOŁOWSKI, KAWECKA

1972; NIEMTUR 1977; WACHALEWSKI i in. 1978; KARWETA 1979; CABAŁA 1980; HARABIN i in. 1980; ŚWIEBODA 1980; ZWOLIŃSKI, WIDERA 1982; McLAUGHLIN 1985; BIAŁOBOK 1987, 1988, 1989a; JÓZEFACIUKOWA 1988; MARCHWIŃSKA, KUCHARSKI 1989; PRUSINKIEWICZ, POKOJSKA 1989; PRZYBYLSKI 1989; BRUCHWALD 1990, SIWECKI 1994, 2002; SENDEK, ROSTAŃSKI A. 1989; ROSTAŃSKI K. 1990; KĘPCZYŃSKI, ZAŁUSKI 1991).

Uszkodzenia drzewostanów powodowane przez emisje notowane były w krajach Europy wschodniej - na Litwie (SHYAPYATENE 1988, cyt. za BIAŁOBOK 1993), Ukrainie (KONDRATIUK i in. 1980), na Słowacji (KAPUSTA, MUDRY 1974), w Rosji (SEREDIN 1987, cyt. za BIAŁOBOK 1993), w Czechach (SOBOTKOVA 1971), w Europie północnej - Szwecji, Norwegii (NOHRDTEDT 1987, CHRISTIANSEN 1989, cyt. za BIAŁOBOK 1993), w Europie zachodniej - Holandii, Szwajcarii, Niemczech (SCHNEIDER 1985; THERMOISHUIZEN, SCHAFFERS 1987; KARTUSCH 1988, cyt. za BIAŁOBOK 1993), a także w Polsce (GRESZTA 1975; BIAŁOBOK i in. 1980; ŚWIEBODA 1980; SPOREK 1983, 2002; PRZYBYLSKI 1983, 1990; PALOWSKI 1987b; OLEKSYN 1987, 1988; BIAŁOBOK 1989; ZWOLIŃSKI 1995; JASZCZAK 1995).

1.1 PRZYCZYNY ZAMIERANIA LASÓW

Od początku badań fitocenoz leśnych istniało wiele, często przeciwstawnych sobie, hipotez na temat głównych przyczyn uszkodzeń ekosystemów leśnych. Do chwili obecnej sformułowano kilka teorii przyjmujących tylko jedną przyczynę zaistniałych szkód np.: wysokie stężenia SO_2 , kwaśny opad, nadmiar azotu w środowisku.

Hipoteza kwaśnej depozycji, zaproponowana przez ULRICHA (1984 cyt. za BIAŁOBOK 1988), inaczej zwana też hipotezą toksyczności aluminium, zakładała, iż główną przyczyną zamierania drzew jest zakwaszenie gleby wraz z towarzyszącymi temu procesami. Poprzez wzrastające zakwaszenie środowiska glebowego - głównie w przypadku ekosystemów trwale narażonych na działanie dwutlenku siarki i tlenków azotu - następuje zubożenie składników odżywczych, uwalnianie toksycznego glinu, a także wzrost mobilności i dostępności metali ciężkich. Za odrzuceniem tej hipotezy przemawia fakt występowania znacznych uszkodzeń drzewostanów na terenach obejmujących różne warunki siedliskowe oraz glebowe.

Kolejne przypuszczenia negatywnego wpływu szkodliwych substancji na środowisko dotyczyły gazowych zanieczyszczeń powietrza. Na podstawie stwierdzonego toksycznego działania ozonu na roślinność, uważano, że O_3 stanowi największe zagrożenie lasów. Słuszność hipotezy ozonowej potwierdziły badania w Wielkiej Brytanii oraz w Stanach Zjednoczonych, jednak nie odnajdywano bezpośredniego związku wpływu ozonu na lasy

Europy Środkowej i obecnie hipoteza ta, jako jedyna przyczyna zamierania lasów, została odrzucona (JUDA-REZLER 2000).

W krajach Europy, gdzie stwierdzono wysokie emisje SO₂, sugerowano, iż za negatywne funkcjonowanie ekosystemów leśnych odpowiedzialny jest dwutlenek siarki. Niekorzystny wpływ SO₂ na rośliny jest szeroko udokumentowany w literaturze, szczególnie w badaniach drzew iglastych (GRESZTA 1975; MATERNA 1986; GODZIK S. 1989; BIAŁOBOK 1988). Obecnie uważa się, że chociaż w pobliżu źródeł emisji oddziaływanie SO₂ ma duży, szkodliwy wpływ, to na dalszych obszarach wpływu tego nie można uznać za jedyny powód zamierania lasów (JUDA-REZLER 2000).

Hipoteza stresu, autorstwa SCHÜTTA (1984 cyt. za BIAŁOBOK 1988), zakłada, że oddziaływanie mieszaniny gazowych zanieczyszczeń powietrza wraz z kwaśną depozycją, powoduje ograniczenie intensywności fotosyntezy oraz zmniejszenie odporności drzew na ekstremalne warunki. GODBOLD i HÜTTERMAN (1994, cyt., za BELL, TRESHOW 2004) potwierdzali, że wymieranie lasów najprawdopodobniej było związane z różnymi stresami, działającymi w zależności od rozpatrywanego regionu. Znajduje to potwierdzenie w tym, że poszczególne objawy degradacji nie są dokładnie takie same na każdym obszarze. Nie jest jednak zrozumiałe, dlaczego proces zamierania lasu wystąpił nagle, chociaż szkodliwe substancje chemiczne działały na drzewa już od dawna. Hipoteza stresu ze względu na brak eksperymentalnego potwierdzenia nie jest akceptowana dla wyjaśnienia zjawiska zamierania drzewostanów (SIWECKI 1993).

Równie intensywnie dyskutowana była hipoteza nadmiaru azotu w środowisku (NIHLGARD 1985, cyt. za BIAŁOBOK 1988). Przekraczająca potrzeby ilość jonów NH₄⁺ zmniejsza aktywność mikroorganizmów w glebie, ogranicza rozwój mikoryzy, oraz prowadzi do zachwiania odżywiania mineralnego drzew. Przeżyźnienie azotem powoduje ograniczenie fotosyntezy oraz produkcji biomasy, a także zmniejszenie odporności na mróz oraz ataki szkodników. Badania FANGEMAIERA i in. (1994) dowodzą, że drzewa są znacznie bardziej wrażliwe na choroby grzybowe w stanie dużej koncentracji azotu oraz przy zachwianiu równowagi mikroelementów w podłożu.

Kolejną hipotezą, wynikającą ze wcześniej omawianych przyczyn złej kondycji ekosystemów leśnych, jest hipoteza niedoboru składników pokarmowych. Według niej bezpośrednią przyczyną zamierania lasów jest dysharmonia pokarmowa roślin w składniki odżywcze. Uważa się, że niedobór magnezu jest jedną z przyczyn zamierania drzewostanów świerkowych, a nawożenie magnezowe może znacznie złagodzić negatywne procesy w ekosystemach (SIWECKI 1993). Badania STACHURSKIEGO i ZIMKI (2004) potwierdziły omawianą hipotezę dowodząc, że obumieranie lasów świerkowych w Sudetach ma charakter

kompleksowy o podłożu pokarmowym. Z jednej strony występuje deficyt pierwiastków fizjologicznie niezbędnych do prawidłowego funkcjonowania roślin (N, K, Ca, Mg, Fe), z drugiej natomiast następuje nadmierna kumulacja toksycznie działających związków siarki, glinu oraz ołowiu. Te pokarmowe zaburzenia wpływają negatywnie na metabolizm roślin poprzez obniżenie wytwarzania chlorofilu, zwiększoną produkcję wtórnych metabolitów, a w przypadku silnego deficytu magnezu następuje proces defoliacji prowadzący do obumierania drzew.

Obecnie przyczyn złej kondycji lasów upatruje się w kompleksowym działaniu wielu czynników abiotycznych (susze, mrozy), biotycznych (masowe gradacje szkodników, choroby grzybowe), oraz czynników antropogenicznych, do których zalicza się zanieczyszczenia powietrza, globalne zmiany klimatu (JUDA-REZLER 2000). Na istotny fakt synergistycznego działania różnych czynników z meteorologicznymi i gospodarczymi włącznie zwraca także uwagę SPOREK (2002). RYKOWSKI (1993) natomiast, na podstawie kilkudziesięciu lat badań stwierdził, że zły stan lasów jest wynikiem zaniku ogólnej odporności biologicznej drzew, będących następstwem niekorzystnych zmian w środowisku. Objawami wtórnymi zamierania drzewostanów sosnowych, często rozpoczętymi w wyniku zanieczyszczeń przemysłowych, jest proces rozwoju chorób grzybowych oraz gradacji szkodników owadów (DOMAŃSKI i in. 1987; SIERPIŃSKI 1987; SIWECKI, KAROLEWSKI 1987).

Podkreślając zjawisko synergizmu, gdzie oddziałują nie tylko różnorodne skażenia powietrza atmosferycznego, ale też czynniki klimatyczne, a nawet czynniki biotyczne, SCHÜTT (1977, 1984 cyt. za GRESZTA i in. 2002) określa obumieranie lasów jako wynik wywołany przez stresy. Badacze patologii lasu (MANION 1981; GODZIK S. 1987; cyt. za JUDA-REZLER 2000) podzielili stresy, jakim poddawane są drzewa na trzy kategorie, w zależności od roli w procesie zamierania lasów. Są nimi:

- czynniki usposabiające (inaczej dyspozycyjne) (za GRESZTA i in. 2002) – działające przez długi okres powodują chroniczne osłabienie drzew oraz podatność na choroby. Do grupy tej zalicza się niekorzystne warunki klimatyczne, i glebowe oraz długotrwałe oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza;
- czynniki wyzwalające – działające epizodycznie i powodujące wystąpienie objawów uszkodzeń. Zalicza się tutaj ekstrema klimatyczne, gradacje szkodników, uszkodzenia mechaniczne oraz krótkotrwałe działające wysokie stężenia czy depozycje zanieczyszczeń;
- czynniki przyczyniające (inaczej towarzyszące) (za GRESZTA i in. 2002) – stresy biotyczne działające w sposób przyspieszający chorobę lub zamieranie drzew. Do grupy tej zalicza się organizmy patogenne, gradacje szkodników, niedobory substancji odżywczych, współzawodnictwo.

Oddziaływanie zanieczyszczeń przemysłowych na większości obszaru Polski ma charakter długotrwały, związany z rewolucją przemysłową na początku XX wieku oraz dalszym intensywnym rozwojem po II wojnie światowej (GRESZTA 1987; BIAŁOBOK 1989b). Efektem tego oddziaływania było pogarszanie się stanu zdrowotnego fitocenoz leśnych oraz przeobrażanie naturalnych biotopów i związanych z nimi biocenoz (MIŚ 1995b). Jedyną możliwością stwierdzenia zmian zachodzących w składzie gatunkowym i w strukturze zbiorowisk jest wytrwale powtarzanie obserwacji na stałych powierzchniach badawczych (FALIŃSKI 1991, 2001, SZWAGRZYK 1998). Taka metoda wielokrotnego rejestrowania stanu oraz przemian roślinności pozwala traktować problem całościowo, nie tylko skupiając się na poszczególnych analizowanych parametrach. Metoda stałych powierzchni badawczych była i jest do tej pory z powodzeniem stosowana przez naukowców analizujących przemiany flory i roślinności, czego przykładem mogą być badania FALIŃSKIEGO (1977) prowadzone w naturalnych obszarach Białowieskiego Parku Narodowego; a także obserwacje terenów poddanych różnej presji antropogenicznej – badania KUROWSKIEGO (1984, 1989, 1993) prowadzone w Bełchatowskim Okręgu Przemysłowym, oraz liczne prace dotyczące stałych powierzchni doświadczalnych na terenie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego (GRESZTA 1975; ROSTAŃSKI K., PRZYBYLSKI 1980; ROSTAŃSKI K. 1990, 1991a). Badania analizujące wpływ zanieczyszczeń emitowanych w Polsce najczęściej dotyczą dużych pojedynczych emitorów, do których na terenie GOPu zaliczyć można Hutę Cynku w Miasteczku Śląskim (KARWETA 1978b; NIEMTUR i in. 1979; KOWALKOWSKI, SZCZUBIAŁKA 1981; CIEPAŁ, NIEMTUR 1984; LOREK 1993); Huty w Bukownie (ŚWIEBODA 1977; PALOWSKI 1987b; KAŻMIECZAKOWA 1988); elektrowni „Rybnik” (HARABIN i in. 1980; KARWETA i in. 1987), huty i elektrowni w Łaziskach (SENDEK, ROSTAŃSKI A. 1989), Kombinatu Metalurgicznego „Huta Katowice” (CIEPAŁ 1984; PALOWSKI 1987a; ROSTAŃSKI K. 1990; ŁUKASIK, CIEPAŁ 1991; LOREK 1993; POMIERNY, CIEPAŁ 2004).

Skażenie atmosfery i środowiska na obszarze Polski jest niemal wyłącznie antropogenne, powinno więc podlegać kontroli człowieka. Jego skala i zasięg wymknęły się jednak spod kontroli i stały się nie sterowanym czynnikiem ekologicznym, a nawet ewolucyjnym. Badania prowadzone przez wielu autorów (OLACZEK 1974a, 1990; FALIŃSKI 1991) wyraźnie sygnalizowały początki dysfunkcji ekosystemu – jako skutek wpływu przemysłu (PRZYBYLSKI 1993). Działalność człowieka powoduje nie tylko powstawanie nowych zbiorowisk, nie istniejących w układach naturalnych roślinności pierwotnej, ale głównie jest źródłem wszelkiego rodzaju zniekształceń, modyfikacji naturalnych zbiorowisk roślinnych (OLACZEK 1972; RABOTNOW 1985 cyt. za JAKUBOWSKA-GABARA 1989). Już FALIŃSKI (1972) na początku lat siedemdziesiątych definiował proces synantropizacji szaty

roślinnej jako „kierunkowe zmiany objawiające się zastępowaniem składników swoistych, rodzimych oraz stenotopowych przez elementy kosmopolityczne, obcych przybyszów oraz składników eurytopowych”. Potwierdzają to także badania KORNASIA (1977), który podkreśla, że ingerencja człowieka powoduje ustępowanie gatunków hemerofobnych oraz ułatwia wnikanie i osiedlanie się gatunków obcych w zbiorowiskach naturalnych i półnaturalnych. Założenia teoretyczne oraz metodyczne badań zmiany struktury roślinnej zbiorowisk, znajdujemy w pracach OLACZKA (1972, 1974a,b) oraz FALIŃSKIEGO (1966, 1969). Zniekształcenia naturalnych i półnaturalnych zbiorowisk określono jako zmiany degeneracyjne – czyli degeneracja, w wyniku których zachodzi zmiana składu florystycznego oraz zachwianie struktury pionowej i poziomej fitocenozy (FALIŃSKI 1966). OLACZEK (1974a) wyróżnił degenerację roślinności – jako proces powstawania nowych zbiorowisk antropogenicznych oraz degenerację zespołu roślinnego – jako powstanie różnego typu postaci degeneracyjnych w obrębie analizowanego zespołu. Umiarkowane modyfikacje przyczyniają się do zwiększenia różnorodności zbiorowisk roślinnych, ponieważ pod wpływem czynników antropogenicznych w miejsce naturalnego zespołu roślinnego powstają zniekształcone, ale różnorodne zbiorowiska zastępcze (OLACZEK 1974a; JAKUBOWSKA-GABARA 1989). Większość fitocenoz leśnych Polski stanowi postaci degeneracyjne naturalnych zbiorowisk (JAKUBOWSKA-GABARA 1989). Podobne obserwacje potwierdza CABAŁA (1980, 1990) oraz SENDEK i ROSTAŃSKI A. (1989) z terenów województwa śląskiego. Zdaniem MEDWECKIEJ-KORNAŚ (1977) gospodarka człowieka wpłynęła znacząco na ograniczenie powierzchni lasów, lecz najbardziej drastycznym działaniem było wprowadzenie drzewostanów jednogatunkowych bez względu na rodzaj siedliska. Pogląd ten umacniają także prace CABAŁY (1980, 1990) oraz JAKUBOWSKIEJ-GABARY (1989), w których znajdujemy tezę, iż formą antropopresji trwającą od około 300 lat i mającą ogromny wpływ na przemiany fitocenoz leśnych, jest gospodarcze kształtowanie drzewostanów, polegające na ujednolicaniu i uproszczeniu składu gatunkowego, oraz przekształcanie drzewostanów liściastych w iglaste.

Dotychczas zarówno ilościowe jak i jakościowe kierunki zmian w zbiorowiskach zniekształconych stwierdzone przez OLACZKA i FALIŃSKIEGO zostały przyjęte i zastosowane przez innych autorów zajmujących się zagadnieniami degeneracji zbiorowisk (KUROWSKI 1979; HERBICH 1982; JAKUBOWSKA-GABARA 1985).

MIKYSKA (1964, 1968 cyt. za JAKUBOWSKA-GABARA 1989) zauważa, że w trakcie nasilającego się oddziaływania czynników zewnętrznych, zmiany w środowisku uwidaczniają się najwyraźniej w warstwie runa. Podkreśla znaczenie zmiany warunków świetlnych, jako głównego czynnika prowadzącego do przeobrażeń fitocenoz oraz powstawania form

mozaikowatych runa leśnego. O dużym wpływie przerzedzenia koron drzew powodujących zmiany w stosunkach świetlnych i wilgotnościowych runa donoszą CIEPAŁ (1984) i ROSTAŃSKI K. (1985a, 1991b).

1.2 MONITORING DRZEWOSTANÓW ZAGROŻONYCH EMISJAMI PRZEMYSŁOWYMI

Jednym ze sposobów określania zmian stopnia zanieczyszczenia atmosfery jest monitoring środowiska z zastosowaniem metod bioindykacyjnych. Jako bioindykatory wykorzystywane są często porosty, zielne rośliny naczyniowe, także drzewa, z których sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.) należy do najczęstszych (PRZYBYLSKI 1983). Stwierdzono, że wiele drzew iglastych wykazuje większą wrażliwość na działanie zanieczyszczeń powietrza niż liściaste, co związane jest z fizjologią gatunków drzew iglastych, które z powodu utrzymania igieł przez cały rok, pozostają dłużej pod wpływem zanieczyszczeń. Niekorzystne działanie zanieczyszczeń przemysłowych wyraźnie zaznacza się zwłaszcza u jodły pospolitej, sosny zwyczajnej.

Lasy w Polsce są szczególnie wrażliwe na oddziaływanie skażonego przez przemysł środowiska, głównie ze względu na dominujący w składzie udział gatunków drzew iglastych (ponad 80 %) w tym właśnie sosny zwyczajnej ponad 60 % (BIAŁOBOK i in. 1993).

Sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.) jest uważana za gatunek światłolubny, mający rozległą skalę możliwości adaptacyjnych w różnych warunkach środowiska, wrażliwy jednak na antropogeniczne skażenia atmosfery (PRZYBYLSKI 1993). Spośród naszych rodzimych gatunków lasotwórczych sosna zwyczajna należy do najbardziej wrażliwych na zanieczyszczenia przemysłowe, głównie zanieczyszczenia gazowe powietrza (BIAŁOBOK 1984, 1989b). Już niewielkie skażenie powietrza dwutlenkiem siarki, tlenkami azotu oraz metalami ciężkimi powoduje silne uszkodzenia igieł, o czym wspomina szereg autorów (KARWETA 1978a; NIEMTUR, CZUCHAJOWSKA 1978; MATUSZCZYK, WIDERA 1980; BADURA, PACHA 1984; DMUCHOWSKI, BYTNEROWICZ 1995).

Początkowym ogniwem łańcucha chorobowego jest osłabienie drzew wywołane przez spadek odporności powodowany skażeniem powietrza i gleby zanieczyszczeniami przemysłowymi. Mechanizmy fizjologiczne spadku odporności można tłumaczyć stresem wywołanym zakłóceniem równowagi hormonalnej. Następstwem stresu jest, częściowa a czasem całkowita utrata aparatu asymilacyjnego, zahamowanie przyrostu, spadek odporności na choroby, a w konsekwencji obumieranie drzew i drzewostanów (SIWECKI 1993).

Emisje przemysłowe oddziałują na wszystkie organy reprodukcyjne drzew we wszystkich stadiach procesu. Badania pyłku oraz zdolności kiełkowania nasion sosny

zwyczajnej (GRESZTA i in. 1979; PALOWSKI 1987a,b; ŠKARLET 1972 cyt za BIAŁOBOK i in. 1993) wskazują na bezpośrednią zależność związaną z wysokością skażenia środowiska. Efektem negatywnego oddziaływania emisji przemysłowych na kwiatostany jest obradanie nasion w mniejszej ilości i gorszej jakości. PALOWSKI (1987a,b) stwierdził ponadto znaczne nagromadzenie metali ciężkich w nasionach sosny, oraz wyraźnie obniżoną zdolność i energię kiełkowania nasion drzew sosnowych rosnących w sąsiedztwie Huty Katowice.

Potwierdzoną badaniami reakcją drzewostanów na zanieczyszczenia przemysłowe są: defoliacja i uszkodzenia igieł (KARWETA 1978a; NIEMTUR, CZUCHAJOWSKA 1978; NIEMTUR i in. 1979; MATUSZCZYK, WIDERA 1980; NOWAK, WIDERA 1980; BADURA, PACHA 1985; DMUCHOWSKI, BYTNEROWICZ 1995), spadek produktywności drzewostanów (GRESZTA 1975; BOSIAK 1987; KUROWSKI 1989; JASZCZAK, MAGNUSKI 2002), wydzielanie się posuszu (SCHNAIDER, ORDON 1978; ORZEŁ, SOCHA 2000), zahamowanie wzrostu wysokości drzew (SPOREK 1983; GRESZTA, BARSZCZ 1986; BRUCHWALD 1990, 2000; MIŚ 1995a; MIŚ, RĄCZKA 2002) oraz najczęściej stwierdzany w badaniach biomonitoringowych spadek przyrostu grubości drzew (GRABCZYŃSKI i in. 1984; RIEGER 1989; GRABCZYŃSKI 1996a, b; ORZEŁ 1996; ORZEŁ, FORGIEL 2001; UFNALSKI, SIWECKI 2002).

1.3 ZANIECZYSZCZENIE ŚRODOWISKA PRZEZ METALE CIĘŻKIE

Emitowane przez przemysł zanieczyszczenia powietrza wywierają wpływ na otaczające środowisko przyrodnicze, szczególnie na roślinność i glebę. Różnorodna działalność przemysłu stwarza możliwość większego narażenia środowiska na toksyczne metale. Intensywny rozwój działalności przemysłowej do końca lat 80-tych mininego wieku doprowadził w niektórych rejonach naszego kraju do poważnego naruszenia zachodzących w glebach procesów ekologicznych. Te obserwowane, niekorzystne zmiany mają głównie związek z emisją pyłowych i gazowych zanieczyszczeń przemysłowych, zawierających substancje toksyczne (TERELAK i in. 1997). Skażenie roślin i gleb przez metale ciężkie w rejonach imisji stanowi jedno z pierwszych ogniw łańcucha migracyjnego metali ciężkich (KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1973; KARWETA 1978b, 1979).

Na terenach miejskich i przemysłowych dochodzi do koncentracji wielu pierwiastków toksycznych dla organizmów żywych, szczególnie w powierzchniowej warstwie gleby (PASIECZNA 2003). Największym problemem dotyczącym zanieczyszczenia gleb przez metale ciężkie jest próba ich usunięcia ze środowiska. Nagromadzone w glebie metale ciężkie, nawet po wygaśnięciu źródła zanieczyszczeń, pozostają w niej długi okres, zanim gleba powróci jako ekosystem do równowagi ekologicznej (PRZYBYLSKI 1991; GORLACH 1995). Okres

połowicznego zaniku metali w glebie oblicza się, w zależności od pierwiastka, na setki, a nawet tysiące lat (BROOKS 1993; ERNST 1995).

Charakter gleb zależy od skał macierzystych oraz przebiegu procesów glebotwórczych i geologicznych, które kształtują ich tzw. tło biogeochemiczne. Naturalna zawartość pierwiastków śladowych w glebie, waha się w szerokich granicach, natomiast o zanieczyszczeniu świadczy ilość przekraczająca naturalny poziom. Gleba spełnia w środowisku przyrodniczym funkcje filtrujące, buforujące, chroniące ekosystem przed nadmiernym przepływem pierwiastków śladowych do innych elementów biosfery. Jednak te właściwości gleb trwają tak długo, jak długo jest zachowana równowaga w ich biogeochemicznym funkcjonowaniu, w przeciwnym wypadku gleba traci funkcje ochronne kumulując znaczne ilości zanieczyszczeń (KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999). Zawartość metali w glebie zależy od czynników naturalnych, jakim są skały macierzyste, jednak ilości te nigdy nie powodują pogorszenia warunków wzrostu roślin. Inaczej jest, gdy gleba wzbogacona jest w metale ciężkie niekiedy wielokrotnie w stosunku do naturalnej zawartości, przez wprowadzenie ich do środowiska w wyniku przemysłowej i gospodarczej działalności człowieka. Wówczas mogą one wpływać szkodliwie na właściwości biologiczne gleby, działać toksycznie na rośliny oraz powodować skażenie łańcucha żywnościowego i wód gruntowych (GORLACH 1995).

Odporność na degradację zależy od składu oraz właściwości fizycznych i chemicznych gleby, takich jak odczyn, zdolności sorpcyjne i oksydoredukcyjne (PASIECZNA 2003). Metale, dostające się do gleby, mogą ulegać przeróżnym transformacjom, poczynając od odkładania się w formie nierozpuszczalnych związków o stosunkowo nikłym oddziaływaniu na rośliny i mikroorganizmy – do występowania w bardzo aktywnej zjonizowanej formie. Tworzą też połączenia chelatowe, które mogą być czynnikiem uaktywniającym lub osłaniającym organizmy, zwłaszcza mikroorganizmy glebowe, przez toksyczne oddziaływanie jonów metali (CIEPAŁ 1992). Do najbardziej toksycznych pierwiastków – zbędnych do życia organizmów żywych – zalicza się kadm, rtęć, ołów, natomiast wśród mikrośladników do obciążenia gleb przyczyniają się najczęściej cynk, miedź, a rzadziej nikiel oraz chrom (FERGUSSON 1990 cyt. za GORLACH, GAMBUŚ 2000).

Stopień przemieszczania i wiązania pierwiastków w głębszych poziomach gleb jest zróżnicowany i zależy od składu mineralnego, struktury frakcji uziarnienia, odczynu oraz zawartości i sposobu wiązania poszczególnych pierwiastków w wyższych partiach profili glebowych (TERELAK i in. 1997, PASIECZNA 2003).

W skład ogólnej zawartości metali ciężkich w glebie wchodzi różne ich formy, o rozmaitej rozpuszczalności i mobilności. Dlatego całkowita zawartość metali nie jest bezpośrednim

wskaźnikiem ich bioprzyswajalności (ARDIANO, ELRASHI 1994 cyt. za GORLACH, GAMBUŚ 2000). Jednym z podstawowych procesów, od których zależy bioprzyswajalność metali ciężkich przez rośliny, jest uwalnianie z fazy stałej do roztworu glebowego. Bioprzyswajalność metali ciężkich uzależniona jest także od rośliny. Wykazano bowiem, że różne gatunki i odmiany roślin, rosnące w tych samych warunkach wykazują niejednakową zdolność pobierania metali ciężkich z gleby (GORLACH 1995; GORLACH, GAMBUŚ 2000).

Zwiększona mobilność pierwiastków toksycznych w środowisku wpływa na wzrost ich akumulacji w roślinach, stanowi to poważne zagrożenie dla organizmów żywych (BADORA 2002). Na mobilność oraz bioprzyswajalność ma znaczny wpływ wzrost kwasowości odczynu glebowego, o czym donoszą prace wielu autorów (ADRIANO 1986; ALLOWAY 1990; MISZTAŁ, LIGĘZA 1996; GORLACH, GAMBUŚ 2000; BADORA 2002; JASIEWICZ, ANTONKIEWICZ 2002; BLAKE i in. 2002). W warunkach kwaśnego odczynu gleby, wzrasta rozpuszczalność większości pierwiastków toksycznych dla roślin (metale ciężkie, glin), a maleje dostępność głównych składników pokarmowych. Stwierdzono także, że przyswajalność metali ciężkich w glebie zmniejsza się wraz ze wzrostem zawartości próchnicy, minerałów ilastych oraz tlenków Fe, Al i Mn (GORLACH, GAMBUŚ 1991; JASIEWICZ, ANTONKIEWICZ 2002). Wartości pH są również głównym czynnikiem decydującym o sile wiązania metali ciężkich przez substancję organiczną i mineralną, a także wpływają na strukturę stabilizacyjną gleby (BADORA 2002).

Pierwiastki w różnym stopniu i z różną szybkością mogą być zakumulowane w roślinach. Metale najmniej ruchliwe oraz najsilniej wiązane przez substancję organiczną, – do których zaliczamy miedź, ołów oraz chrom – najtrudniej ulegają kumulacji w roślinach, natomiast metale najruchliwsze – cynk oraz kadm – najłatwiej są pobierane i kumulowane przez rośliny (ALLOWAY 1990).

Wiedza na temat zawartości metali ciężkich w roślinach sięga pierwszych lat XVII wieku, kiedy to Urban Werne wykrył w roślinach szereg metali ciężkich, natomiast rozwój badań dotyczących działania nadmiaru metali na rośliny miał miejsce w ostatnim okresie w związku z postępującym skażeniem środowiska (WIERZBICKA 1995).

W licznych badaniach poświęconych działaniu metali ciężkich na rośliny wykazano toksyczny wpływ na szereg podstawowych procesów metabolicznych i fizjologicznych (ANTOSIEWICZ 1992; GODZIK B. 1993; WIERZBICKA, OBIDZIŃSKA 1998; PRASAD, HAGEMEYER 1999 cyt. za BARANOWSKA-MOREK 2003; GRODZIŃSKA i in. 2001).

Rośliny pobierają metale ciężkie w postaci jonowej, a toksyczne działanie metali na procesy życiowe roślin wynika z ich interakcji z funkcyjnymi grupami cząsteczek budujących komórki roślinne (BARANOWSKA-MOREK 2003). Istotna jest również dostępność metalu dla

rośliny, zależna od wielu czynników, między innymi od odczynu roztworu glebowego, zawartości materii organicznej w glebie, aktywności flory bakteryjnej, potencjału red-ox oraz stopnia napowietrzenia gleby.

Możliwości kumulacyjne oraz zakres tolerancji roślin na działanie nadmiernej ilości metali ciężkich są szerokie i zróżnicowane, natomiast o tolerancji stanowią zarówno mechanizmy wewnętrzne zależne od samej rośliny jak i mechanizmy zewnętrzne, czyli wpływ środowiska (KIMSA, CIEPAŁ 1995).

Na obszarach silnego skażenia środowiska przez metale ciężkie charakterystyczne są uszkodzenia roślin, polegające między innymi na zahamowaniu wzrostu, chlorozach tkanek, nekrozach, obniżeniu biomasy, zmniejszaniu plonów oraz większej podatności na choroby (WIERZBICKA 1995; WIERZBICKA, PANUFNIK 1998; KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999; JUDA-REZLER 2000).

Analizując procesy, w jakich zanieczyszczenia pyłowe, w tym także zawarte w nich pierwiastki śladowe, mogą wpływać na roślinność, wyróżniono bezpośrednią depozycję na powierzchni liści, kolejne to blokowanie szparek liści, a także depozycja na podłożu – najczęściej w glebie – oraz pośredni wpływ poprzez zmiany chemizmu podłoża (BELL, TRESHOW 2004).

Do chwili obecnej powstało wiele prac dotyczących możliwości kumulacyjnych metali ciężkich przez różne gatunki roślin, oraz poziomu zawartości analizowanych pierwiastków w glebach (TURSKI, BARAN 1976; KABATA-PENDIAS 1977; KARWETA 1979, 1991; CIEPAŁ 1984, 1992, 1996, 1999; PRZYBYLSKI 1990b; ŁUKASIK, CIEPAŁ 1991; LOREK 1993; CZARNOWSKA 1997; ROSTAŃSKI A. 1997a,b; TERELAK i in. 1997).

Pod względem ilości emitowanych metali ciężkich największe zagrożenie dla środowiska stwarza kopalnictwo rud oraz hutnictwo metali nieżelaznych, przyczyniające się do silnego zanieczyszczenia gleb w swoim sąsiedztwie. Pyłowe zanieczyszczenia przenoszone są na znaczne odległości, w związku z czym istnieje prawdopodobieństwo stopniowej kumulacji pierwiastków śladowych w wierzchniej warstwie gleb, w wyniku oddziaływania globalnych zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego (KABATA-PENDIAS i in. 1985; GORLACH, GAMBUŚ 2002).

1.4 METODY DENDROANALITYCZNE A MONITORING ZMIAN ŚRODOWISKA

Zmiany w drzewostanach powodowane przez emisje przemysłowe skłoniły naukowców do podjęcia prób wykorzystania metod monitoringu biologicznego, polegającego na zastosowaniu drzew do rejestracji szkodliwego wpływu zanieczyszczeń przemysłowych.

Jedną z podstawowych charakterystyk dendrometrycznych, wykorzystywaną w badaniach produktywności drzew i drzewostanów, jest przyrost grubości drzew. Dzięki okresowej działalności kambium możliwa jest u roślin drzewiastych obserwacja wpływu czynników egzogennych na przyrosty (SZYCHOWSKA-KRAPIEC 2004). Wpływ stresu antropogenicznego przejawia się zmniejszeniem szerokości przyrostów rocznych, czy też brakiem przyrostu w danym roku u drzew rosnących na obszarach silnego wpływu zanieczyszczeń przemysłowych. Zmniejszanie się szerokości przyrostów rocznych drzew rosnących w sąsiedztwie emitorów zanieczyszczeń zaobserwowali już w 1903 roku HASELHOF i LINDAU (cyt. za SCHWEINGRUBER 1985). Podstawy analiz wpływu zmian klimatycznych na przyrost grubości drzewostanów dał w 1976 roku FRITTS. Kolejni autorzy potwierdzali tezę, że zanieczyszczenie powietrza może zmieniać przyrost grubości drzew, a także zwiększać różnice przyrostu w kolejnych latach (THOMPSON 1981; BENOIT i in. 1982; FOX i in. 1986).

W ostatnich latach podjęto wiele badań wpływu zanieczyszczeń przemysłowych na przyrost grubości drzew oraz zmiany szerokości przyrostów rocznych (LINDERHOLM 1999; SPIECKER 2002; FERRETTI i in. 2002; McLAUGHLIN i in. 2002; KANTARCI 2003; TOLUNAY 2003; WORBES 2004). Również w Polsce analizowano wpływ przemysłowego skażenia środowiska na przyrost pierścieni rocznych drzew (GRABCZYŃSKI i in. 1987; RIEGER 1989; GRABCZYŃSKI 1996a, b; NIEDZIELSKA 1996; ORZEŁ 1996; ORZEŁ, FORGIEL 2001; UFNALSKI, SIWECKI 2002; FELIKSIK, WILCZYŃSKI 2003)

Badania potwierdzają, że dendroanaliza szerokości przyrostów rocznych drzew jest doskonałym narzędziem do oceny wpływu zanieczyszczeń przemysłowych na drzewostany, pozwalając na określenie czasu oddziaływania szkodliwego czynnika, rozkładu redukcji przyrostów oraz regeneracji drzewostanów (SZYCHOWSKA-KRAPIEC 2004).

Dendrochronologia dała podstawy do rozwoju dziedziny pozwalającej na śledzenie zmian zanieczyszczenia środowiska poprzez badania rozkładu promieniowego zawartości metali ciężkich w pierścieniach przyrostów rocznych. Początki dendroekologii oraz dendroanaliz pozwalających monitorować okresowe zmiany zawartości metali w środowisku sięgają lat sześćdziesiątych XX wieku, a podstawy opisali w swych pracach LEPP (1975) oraz GILBOY w 1976 roku (cyt za HAGEMAYER, SCHÄFER 1995). Od tego czasu pojawiło się wiele prac poszukujących bezpośrednich zależności pomiędzy zawartością metali ciężkich w pierścieniach przyrostowych, a historycznymi zmianami zanieczyszczenia środowiska. Autorzy poszukiwali omawianych zależności u poszczególnych gatunków drzewiastych, analizując zawartość pierwiastków śladowych w drewnie: dębów (HAGEMAYER 1995; JONSSON i in. 1997; OPYDO i in. 2002; WATMOUGH, HUTCHINSON 2002), klonów

(WATMOUGH, HUTCHINSON 1996, WATMOUGH i in. 1998, WATMOUGH, HUTCHINSON 2002, PATRICK, FARMER 2006), topól (ŁUKASZEWSKI i in. 1993), buka (KAŹMIERCZAKOWA i in. 1984; HAGEMEYER, SCHÄFER 1995), jodły (ROBITALILE 1981, WATMOUGH 1999) oraz najczęściej sosny (CIEPAŁ, NIEMTUR 1984, ŁUKASZEWSKI i in. 1987, ŁUKASZEWSKI i in. 1988, BRACKHAGE i in. 1996, NIEDZIELSKA 1997, WATMOUGH, HUTCHINSON 2002, POMIERNY i in. 2005). Analizując możliwości przenikania metali do drewna drzew stwierdzono drogi wnikania pierwiastków poprzez korzenie, liście oraz korę (LEPP 1975). Przenikanie mikroelementów do roślin poprzez korzenie jest oczywistym, potwierdzonym w badaniach faktem, natomiast pojawiają się wątpliwości wyboru tego sposobu jako głównego kanału transportowego wśród gatunków drzewiastych. Badania analizujące odmienne zawartości ołowiu w drewnie oraz glebie (DORR, MUNNICH 1991; ŁUKASZEWSKI i in. 1993) nie potwierdziły bezpośrednich zależności poziomu kumulacji omawianego pierwiastka w glebie oraz drewnie. Brak bezpośrednich korelacji pomiędzy zawartością metali w glebie i drewnie zasugerował wpływ poziomu zanieczyszczeń w powietrzu na koncentrację pierwiastków w drewnie. Przepływ pierwiastków poprzez liście i korę potwierdzili w badaniach LEPP i DOLLARD (1974) oraz WATMOUGH (1999).

Liczne badania drzew rosnących na terenach narażonych na działanie, bądź też skażonych emisjami przemysłowymi, wskazują podwyższoną zawartość składników odżywczych, jak i toksycznych w drewnie analizowanych drzew (ŁUKASZEWSKI i in. 1987; HAGEMEYER 1993; NIEDZIELSKA 1997; NABAIS i in. 1999; OPYDO i in. 2002).

Pomimo ponad czterdziestoletniej tradycji badań dendroekologicznych, uzyskane wyniki nie są nigdy przedstawiane bez wątpliwości (HAGEMEYER, SCHÄFER 1995). Jednymi z pierwszych badań, które podważały wiarygodność danych dendrochemicznych w monitoringu zanieczyszczeń środowiska były prace prowadzone przez SZOPE i in. (1973). Na podstawie wieloletnich analiz stwierdzono, iż jony po przedostaniu się do drewna nie są kumulowane w jednym miejscu pnia, przecząc ścisłemu związkowi pomiędzy zawartością metalu w odpowiednich pierścieniach przyrostów rocznych, a zanieczyszczeniem środowiska w danym okresie. Analizowane metale mogą być przemieszczane w drewnie zarówno w kierunku pionowym, ale także zachodzi translokacja pierwiastków w promieniach rdzeniowych pnia, o czym donoszą badania wielu autorów (HAGEMAYER, BRECKLE 1986; ŁUKASZEWSKI i in. 1988, 1993; HAGEMAYER i in. 1994; HAGEMEYER, SCHÄFER 1995; TRUBY 1995; BRACKHAGE i in. 1996; WATMOUGH, HUTCHINSON 1996; NABAIS i in. 1999; OPYDO i in. 2002; WATMOUGH, HUTCHINSON 2002). Liczne badania dowodzą, iż niektóre pierwiastki charakteryzuje spadek zawartości w kierunku rdzeniowym. Często stwierdza się zwiększenie kumulacji na granicy pomiędzy białym i twardzielą, a niektóre jony nie wykazują tendencji do radialnego

przemieszczania (LEPP, DOLLARD 1974; TENEDA i in. 1986 cyt. za HAGEMEYER, SCHÄFER 1995; CHUN, HUI-YI 1992; HAGEMEYER 1993; HOFFMANN i in. 1994). Strefa przejściowa między bielem a twardzielą może stanowić pewną barierę dla transportu jonów do wnętrza. Zróżnicowanie zawartości jonów w drewnie bielastym i twardzielowym może wynikać z odmiennych funkcji obydwu rodzajów drewna. Rdzeń, nie bierze udziału w gospodarce wodnej drzewa; natomiast biel spełnia funkcje przewodzenia wody i magazynowania substancji odżywczych, przy czym przewodzenie wody w zależności od gatunku drzewa ograniczone jest do węższego, względnie szerszego, pasma drewna miękkiego (BRAUN 1982, cyt. za GRESZTA i in. 2002). HAGEMEYER i SCHÄFER (1995) stwierdzili, iż zawartość cynku była wyższa bliżej kambium, gdzie żywe komórki odznaczają się większym zapotrzebowaniem na substancje odżywcze, natomiast elementy toksyczne – kadm oraz ołów – wykazywały tam niższy poziom kumulacji. Zawartość tych fizjologicznie „niebezpiecznych elementów” (Cd, Pb) wzrastała w kierunku martwych komórek rdzenia. To dośrodkowe przemieszczanie toksycznych substancji poprzez promienie rdzeniowe do rdzenia jest uważane za jeden z możliwych mechanizmów detoksykacyjnych drzew (HAGEMAYER, BRECKLE 1986; HAGEMAYER i in. 1994; NABAIS i in. 1999).

Ponadto w kolejnych badaniach HAGEMEYER i SCHÄFER (1995) donoszą, iż zmiany koncentracji metali w przyrostach rocznych mogą występować sezonowo. Wskazywały na to większe zawartości badanych metali w drewnie *Fagus sylvatica* w kwietniu oraz grudniu, natomiast znacznie niższe w okresie lata. Zmiany poziomu kumulacji w ciągu roku mogą wynikać, jak tłumaczą autorzy, z aktywności fizjologicznej drzew liściastych.

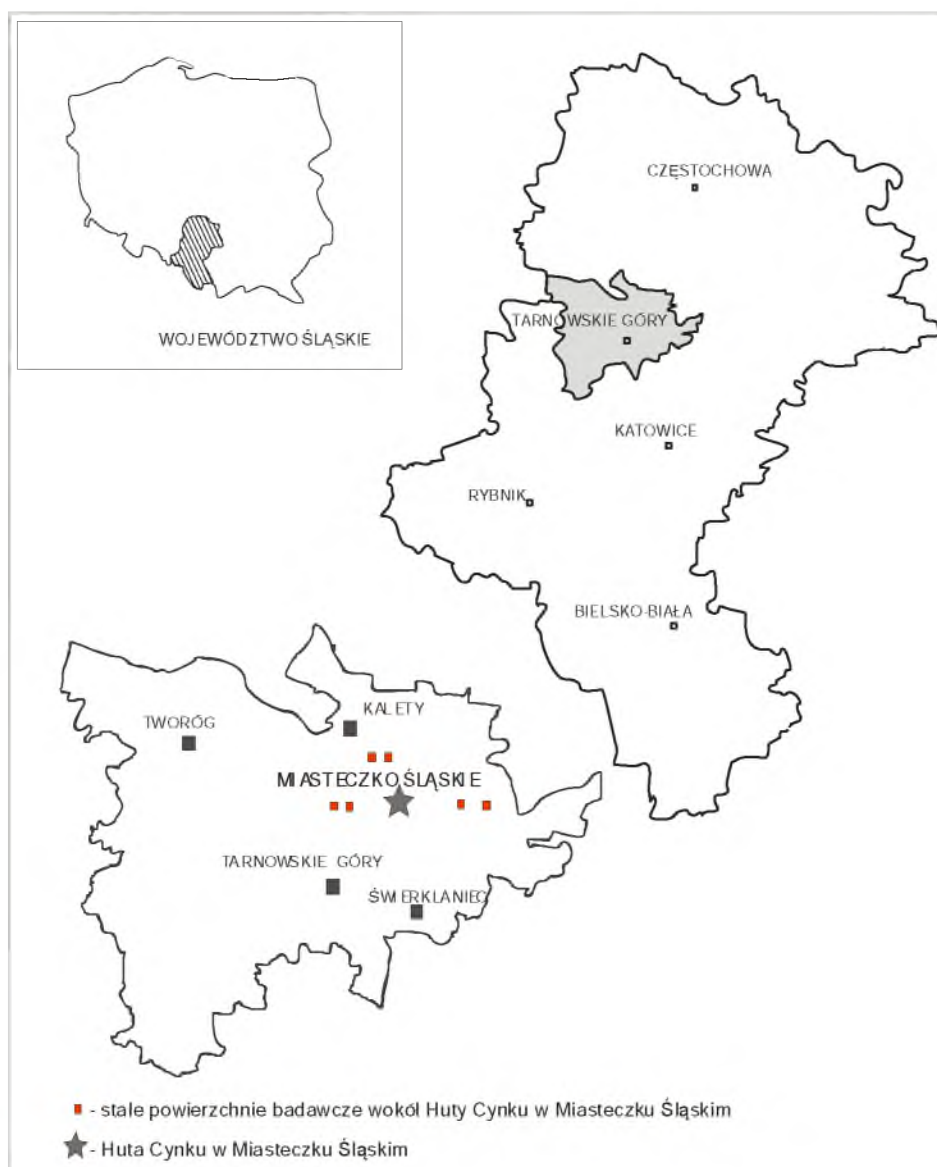
Niektórzy autorzy jednak (TENDEL, WOLF 1988; GUYETTE i in. 1991; EKLUND 1995; WATMOUGH, HUTCHINSON 1996; JONSSON i in. 1997; WATMOUGH i in. 1999) potwierdzają zależność między poziomem metali notowanym w środowisku oraz koncentracją analizowanych pierwiastków w pierścieniach przyrostów rocznych. W kolejnych pracach WATMOUGH (1999) stwierdził, iż zawartość ołowiu oraz miedzi czasem koreluje z danymi historycznymi dotyczącymi zanieczyszczenia środowiska, chociaż promieniowe przemieszczanie się kadmu i cynku potwierdza boczną translokację tych pierwiastków w obrębie pnia.

W świetle dotychczasowych badań znacznego zróżnicowania kumulacji metali w pierścieniach przyrostów rocznych, a także potwierdzanego przemieszczania się analizowanych pierwiastków w obrębie poszczególnych partii pnia, uważa się, iż uzyskane w badaniach dendroekologicznych wyniki są zbyt niestabilne i powinny być stosowane w biomonitoringu w dużą ostrożnością (HAGEMAYER, BRECKLE 1986; HAGEMEYER, SCHÄFER 1995; WATMOUGH 1997, 1999; NABAIS i in. 1999; WATMOUGH, HUTCHINSON 2002).

2. RYS FIZJOGRAFICZNY TERENU BADAŃ

2.1 POŁOŻENIE I GRANICE

Teren badań – stałe powierzchnie badawcze – zlokalizowane są na terenie lasów Nadleśnictwa Świerklaniec obejmujących obszar wokół Huty Cynku w Miasteczku Śląskim. Miasteczko Śląskie, niegdyś dzielnica Tarnowskich Gór, jest od 1995 roku miastem gminnym leżącym w powiecie tarnogórskim. Administracyjnie teren ten położony jest w środkowo-zachodniej części województwa Śląskiego (Ryc. 2.1).



Ryc. 2.1. Położenie stałych powierzchni badawczych w granicach administracyjnych województwa śląskiego i powiatu tarnogórskiego

Według podziału na regiony fizyczno-geograficzne (KONDRACKI 2000) badany obszar leży na granicy dwóch zasadniczych jednostek południowej Polski – Wyżyny i Niziny Śląskiej. Granica morfologiczna oddzielająca obie prowincje, w obrębie powiatu tarnogórskiego, zaznacza się w postaci progu wzniesień na linii Miedary – Opatów – Czarna Huta – Miasteczko Śląskie (MOLENDĄ 1969).

W obrębie Wyżyny Śląskiej badany obszar należy do Podprowincji – Wyżyna Śląsko-Krakowska, makroregionu – Wyżyna Śląska i mezoregionu Garb Tarnogórski, granicząc od północy z mezoregionem Równiny Opolskiej należącym do Niziny Śląskiej (KONDRACKI 2000).

2.2 GEOMORFOLOGIA I RZEŻBA TERENU

Pod względem geomorfologicznym, wg GILEWSKIEJ (1972), badany obszar zawiera się w całości w obrębie makroregionu Wyżyny Śląskiej – należąc do dwóch regionów: Progu Środkowotriasowego oraz Doliny Małej Panwi. Próg Środkowotriasowy, zwany przez KONDRACKIEGO (1988) Garbem Tarnogórskim lub Grzbietem Wapienia Muszlowego (SZAFLARSKI 1976), rozpoczyna się na zachodzie w rejonie Gogolina, biegnąc w kierunku wschodnim na odległość około 100 km, docierając do Wyżyny Częstochowskiej i Olkuskiej. Od południa Garb Tarnogórski opada progiem denudacyjnym ku Wyżynie Katowickiej, natomiast od północnego zachodu wkracza w Nizinę Śląską, otaczając Kotlinę Raciborską i oddzielając ją od Równiny Opolskiej cyplem wysuniętym aż do doliny Odry.

Podłoże Wyżyny Śląskiej stanowią utwory karbońskie, zawierające pokłady węgla kamiennego, poprzedzielane ilami w postaci zlepieńców, piaskowców, mułowców i łupków ilastych. Na zrównanym podłożu paleozoicznym spoczywa pokrywa osadów triasowych i jurajskich. Utwory czwartorzędu występują niemal na całym obszarze w postaci piasków, glin i żwirów plejstocénskich oraz mułów i piasków holocenu. Miąższość osadów czwartorzędu jest zmienna i waha się od kilku do kilkunastu centymetrów (KERBER 1977).

Progi strukturalne Garbu Tarnogórskiego stanowią węglonośne skały wieku karbońskiego, na których zalegają wapienie, margle oraz dolomity dolnego i środkowego triasu. W budowie Garbu Tarnogórskiego bierze udział dolomit kruszconośny, zawierający gniazda ołowiu i cynku, a także srebra i kadmu (STARKEL 1991).

Dolina Małej Panwi obejmuje obszar między Progiem Środkowotriasowym oraz Progiem Górnotriasowym, zbudowany z mało odpornych ilów górnotriasowych. W części południowej

Doliny występują tektonicznie obniżone wapienie i iły środkowotriasowe, na których zalega gruba warstwa czwartorzędowych utworów piaszczysto-żwirowych (GILEWSKA 1972).

Rzeźbę terenu Wyżyny Śląskiej stanowią płaskowyże o powierzchni falistej i wyrównanej oraz szerokie garby i wzgórza, a główną cechą jest charakterystyczny rytm krajobrazu, wyrażający się występowaniem na przemian progów z wychodniami skał odpornych i obniżen zbudowanych ze skał miękkich. Powierzchnia Garbu Tarnogórskiego poprzecinana jest w poprzek dolinami rzek Brynicy oraz Czarnej i Białej Przemszy, wskutek czego jego przebieg wyznacza szereg odizolowanych podłużnych wzniesień opadających ku północy. Łagodne północne stoki Garbu Tarnogórskiego przechodzą stopniowo w szerokie, otwarte ku Nizinie Śląskiej, Obniżenie Małej Panwi (DYLIKOWA 1973). Obszar Doliny Małej Panwi stanowią tereny położone na wysokościach 220-290 m npm, charakteryzujące się niezwykle monotonną rzeźbą rozległych, równinnych działów, porozcinanych płaskimi dolinami rzecznyymi. Te równinne, aluwialne tereny o nachyleniach nie przekraczających 10 %, zbudowane są głównie z piasków wodnolodowcowych urozmaiconych licznymi formami wydmowymi (DULIAS, HIBSZER 2004).

2.3 WARUNKI KLIMATYCZNE

Województwo śląskie leży w strefie środkowoeuropejskiej, gdzie stosunki klimatyczne zależne są w znacznym stopniu od czynników cyrkulacyjnych, aniżeli nasłonecznienia. Obniżenie Bramy Morawskiej sprzyja przenikaniu ciepłych mas powietrza znad Morza Śródziemnego, czego wyrazem jest mieszanie się mas powietrza o różnorodnych cechach na terenie województwa śląskiego. Ścieranie się wpływów atmosferycznych wywołuje dużą zmienność i nieregularność stanów pogody (KRUCZAŁA 2000).

Według regionalizacji klimatycznej ROMERA (1949) badany obszar leży w zasięgu dwóch typów krain klimatycznych: klimatów wyżyn środkowych w obrębie krainy śląsko-krakowskiej oraz krainy górnośląskiej, należącej do typu klimatów podgórskich nizin i kotlin. Kraina śląsko-krakowska charakteryzuje się średnią roczną temperaturą powietrza 6,9 °C, średnią temperaturą stycznia -3,9 °C oraz średnią temperaturą najcieplejszego miesiąca roku – lipca 17,5°C. Okres wegetacyjny trwa około 205 dni, krócej aniżeli w sąsiadującej krainie górnośląskiej. Na badanym obszarze wyraźnie zaznacza się cieplejszy wpływ klimatu Niziny Śląskiej. Należąca do typu klimatycznego podgórskich nizin i kotlin Kraina śląsko-krakowska charakteryzuje się wyższą średnią roczną temperaturą powietrza, wyższą temperaturą stycznia i lipca oraz mniejszą amplitudą temperatury rocznej. Dane te potwierdza obserwowana w Świerkłańcu w latach 2000-

2005 średnia temperatura stycznia wynosząca -1,6 °C, średnia temperatura lipca 18,2 °C, a także średnie temperatury roczne (Tab. 2.1).

Tabela 2.1 . Zestawienie średnich pomiarów temperatury powietrza [°C] dla stacji meteorologicznej Świerklaniec w latach 2000-2003 (źródło: IMGW Katowice 2000-2003)

Temperatura [°C]	Rok	MIESIĄC												Średnia roczna	Średnia z lat 2000-2003
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII		
średnia	2000	-2,3	2,3	3,6	11,3	14,8	17,5	16,3	18,4	11,5	11,2	6,4	1,8	9,4	8,6
	2001	-0,4	0,0	2,8	7,4	13,9	13,8	19,2	18,9	11,6	10,7	1,9	-3,9	8,0	
	2002	-0,7	3,7	4,9	9,0	16,4	17,3	18,9	18,7	11,7	7,5	5,2	-4,3	9,0	
	2003	-2,7	-4,3	2,7	7,3	15,2	18,4	18,5	18,8	12,4	4,7	5,1	0,2	8,0	
minimalna	2000	-18,3	-9,3	-4,3	-2,5	-0,3	4,6	8,6	5,5	1,0	-2,5	-2,8	-12,5	-2,7	-3,6
	2001	-11,5	-14,7	-6,5	-3,0	0,5	5,5	8,5	6,9	2,1	-0,8	-8,6	-18,3	-3,3	
	2002	-24,7	-8,2	-4,7	-5,7	4,4	6,9	7,7	10,7	0,8	-2,7	-6,7	-19,6	-3,5	
	2003	-19,7	-20,7	-10,2	-5,5	1,6	6,9	9,8	6,9	0,9	-8,1	-5,8	-13,2	-4,8	
maksymalna	2000	7,6	12,6	14,9	28,0	28,1	34,4	27,7	35,5	25,6	25,0	17,3	10,9	22,3	21,8
	2001	7,6	13,5	15,4	25,2	28,8	29,5	36,5	31,4	20,4	25,5	16,5	5,5	21,3	
	2002	12,1	14,1	18,8	20,8	30,2	33,2	32,6	29,3	26,6	18,9	18,7	7,4	21,89	
	2003	7,5	8,4	18,7	28,2	29,6	29,5	32,0	32,4	29,4	19,4	17,9	9,2	21,85	

Opady atmosferyczne w województwie śląskim decydują w dużej mierze o stosunkach hydrologicznych. Wielkość i rozkład opadów uzależniony jest przede wszystkim od kierunku panujących wiatrów, ukształtowania powierzchni oraz zalesienia (KRUCZAŁA 1972). Na badanym obszarze roczne sumy opadów wahają się od 600 do 900 mm, osiągając stosunkowo wyższą wartość w porównaniu z pozostałymi rejonami województwa (Tab. 2.2).

Tabela 2.2. Zestawienie średnich pomiarów opadów atmosferycznych [mm] dla stacji meteorologicznej Świerklaniec w latach 2000-2003 (źródło: IMGW Katowice 2000-2003)

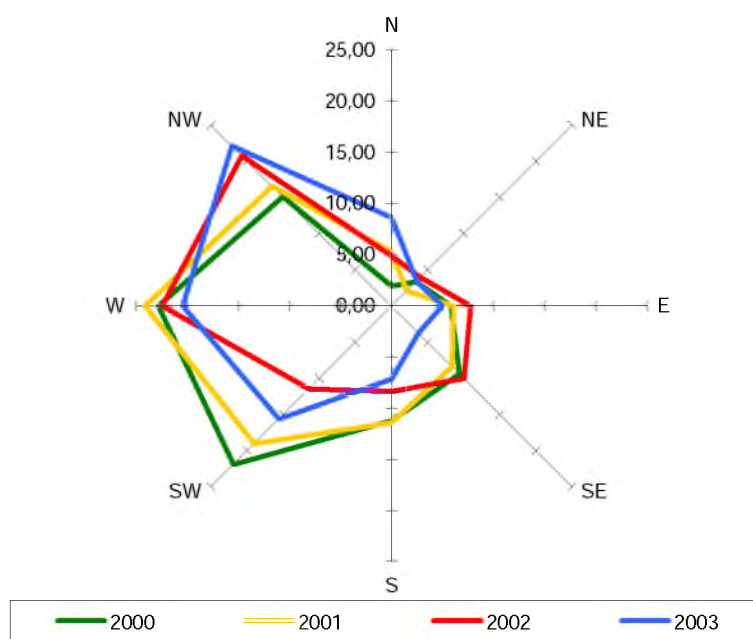
	Rok	Miesiąc												Średnia miesię- czna	Średnia roczna
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII		
Suma opadów [mm]	2000	48,8	54,5	111,2	22,9	120,0	19,8	249,9	77,3	42,4	39,9	76,2	43,5	75,5	906,4
	2001	45,7	26,2	69,1	99,9	103,6	117,6	181,7	57,3	124,1	27,8	57,3	52,0	80,2	962,3
	2002	40,6	38,8	27,9	13,7	145,0	146,8	136,2	81,5	73,1	92,2	32,7	31,4	71,7	859,9
	2003	65,3	18,9	26,6	37,1	99,8	31,5	66,3	62,8	40,8	62,2	32,8	61,2	50,4	605,3

Największy wpływ na kształtowanie się pogody województwa śląskiego wywierają masy powietrzne znad Atlantyku, co znajduje swój wyraz w dominacji wiatrów o składowej

zachodniej. Na przeważającej części terytorium województwa największą częstotliwość wykazują wiatry W, SW oraz NW, o stosunkowo niskich prędkościach. W sezonie zimowym przeważają wiatry południowo-zachodnie, które w sezonie letnim zmieniają się na północno-zachodnie (RYCHŁOWSKI 1967). Potwierdza to obserwowany na badanym obszarze, w okresie trzydziestu lat, rozkład prędkości wiatru (Tab. 2.3, Ryc. 2.2).

Tabela 2.3. Procentowy udział oraz rozkład prędkości wiatrów za okres 1961-1990 dla stacji meteorologicznej Świerklaniec

Średnia za lata 1961-1990									
	C	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
%	4,7	7,2	6,9	7,4	7	7	19,2	21,2	19,4
średnia prędkość	-	2,4	2,2	2,3	2,1	2,7	3,1	3,4	3,1
w sezonie zimowym (15.X - 25. IV)									
%	3,2	6,1	6,5	8	7,9	8,4	23,7	20,7	15,5
średnia prędkość	-	2,6	2,3	2,4	2,1	2,7	3,3	3,7	3,5
w sezonie letnim (26. IV - 14.X)									
%	6,4	8,4	7,4	6,8	6	5,5	14,1	26,6	23,8
średnia prędkość	-	2,3	2	2,1	2,1	2,5	2,8	3	2,9



Ryc. 2.2. Procentowy udział wiatrów w latach 2000-2003 dla stacji meteorologicznej Świerklaniec

Ważnym czynnikiem kształtującym klimat województwa śląskiego jest działalność człowieka. Duża koncentracja przemysłu oraz wysokie zurbanizowanie województwa śląskiego powoduje występowanie znacznej emisji zanieczyszczeń. Znamienny dla omawianych terenów jest wysoki wskaźnik pyłowo-gazowego zanieczyszczenia powietrza wywołanego przede wszystkim przez zakłady przemysłowe oraz w mniejszym stopniu przez komunikację i gospodarstwa domowe. Przewaga słabych wiatrów oraz duży udział cisz na terenach odznaczających się wysoką koncentracją przemysłu ma ujemny skutek, ponieważ emitowane zanieczyszczenia nie są dostatecznie szybko odprowadzane przez wiatr oraz rozpraszane. Oddziaływanie przemysłu ciężkiego wpływa na wytworzenie się w regionie niekorzystnego mikroklimatu. W centralnej części aglomeracji dochodzi do nakładania się dwóch czynników „wyspy ciepła” oraz „wyspy zanieczyszczeń” powodując między innymi zwiększenie opadów atmosferycznych na jej obrzeżach (KRUCZAŁA 1972). Z nadmiernym zapyleniem i zanieczyszczeniem powietrza wiąże się osłabienie bezpośredniego promieniowania słonecznego o około 18 %, przejawiającego się głównie zwiększoną liczbą dni pochmurnych w ciągu roku.

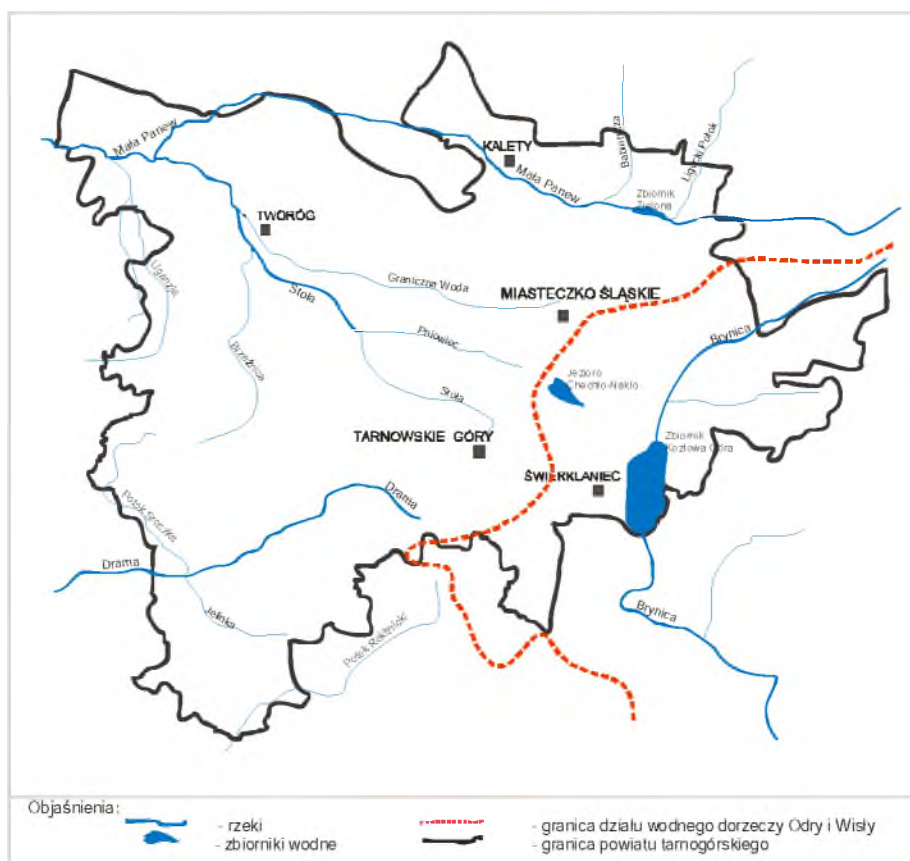
2.4 WARUNKI HYDROLOGICZNE

Region tarnogórski leży w obrębie dorzeczy dwóch głównych rzek: Wisły i Odry. Przez wschodnią część powiatu przebiega dział wodny oddzielający dorzecza, a jego przebieg rysuje się na linii: Stolarzowice – Repty – Sucha Góra – Nakło – Miasteczko Śląskie (Ryc. 2.3).

Na badanym terenie do zlewiska Wisły należy rzeka Brynica, natomiast Mała Panew z dopływem Stołą oraz rzeczka Drama, prawobrzeżny dopływ Kłodnicy, stanowią część dorzecza Odry, zajmując około 78 % obszaru powiatu (MOLENDĄ 1969).

Dorzecze Brynicy obejmuje wschodnią część powiatu tarnogórskiego, południowo-zachodni fragment przynależy do dorzecza Dramy, natomiast część północno-zachodnia odwadniana jest przez lewobrzeżny dopływ Małej Panwi – Stołę.

Miasteczko Śląskie leży w dorzeczu rzeki Stoły i jej prawobrzeżnego dopływu – potoku Graniczna Woda.



Ryc. 2.3. Sieć hydrologiczna na obszarze powiatu tarnobrzegskiego. (wg MOLENDY 1969 - zmienione)

Położenie województwa śląskiego w strefie wododziałowej decyduje o niewielkich zasobach wodnych istniejącej sieci rzecznej. Rzeki mają swój obszar źródłkowy i ze względu na krótki i górny bieg w obrębie omawianego terenu odznaczają się stosunkowo małymi spadkami i niskimi wartościami przepływów (RYCHŁOWSKI 1967; DULIAS, HIBSZER 1996)

Wody województwa są w różnym stopniu zanieczyszczone. Stosunkowo najczystsze wody posiadają górne odcinki rzek Wisły i Czarnej Przemszy. Silnie zanieczyszczona jest Stola, natomiast największym zanieczyszczeniem charakteryzują się wody dolnych odcinków rzek Czarnej Przemszy i Brynicy oraz Kłodnicy i jej dopływów (Tab. 2.4).

Tab. 2.4. Wybrane wskaźniki zanieczyszczenia rzek – wartości średnie roczne (na podstawie danych OBiKŚ Katowice, na rok 1994) (źródło: ABSALON 1995)

Rzeka	Punkt pomiaru	Tlen rozp.	BZT ₅	Wskaźniki zanieczyszczenia w mg/dm ³					
				CHZ TMn	Chlorki	Siarczany	Subst. rozp.	Zawiesina	Azot amon
Graniczna Woda Mała Panew	ujście do Stoły	8,2	5,4	7,9	42	117	395	15,0	1,37
Mała Panew	poniżej Leśnicy	-	2,74	7,28	18	63	264	11,5	0,97
Mała Panew	powyżej Stoły	-	4,74	8,87	21	70	280	17,9	1,32
Stoła	ujście do Małej Panwi	-	13,73	10,46	40	99	383	20,0	5,50
Stoła	poniżej Tarnowskich Gór	2,2	58,4	22,8	74	116	577	53,9	19,27
Stoła	w Strzybnicy	3,4	37,3	18,1	72	160	541	55,5	13,01
Brzeźnica	ujście do Stoły	-	6,14	10,15	27	89	377	22,04	0,55
Brynica	powyżej Szarlejki	0,9	39,1	19,5	160	162	770	20,2	10,66

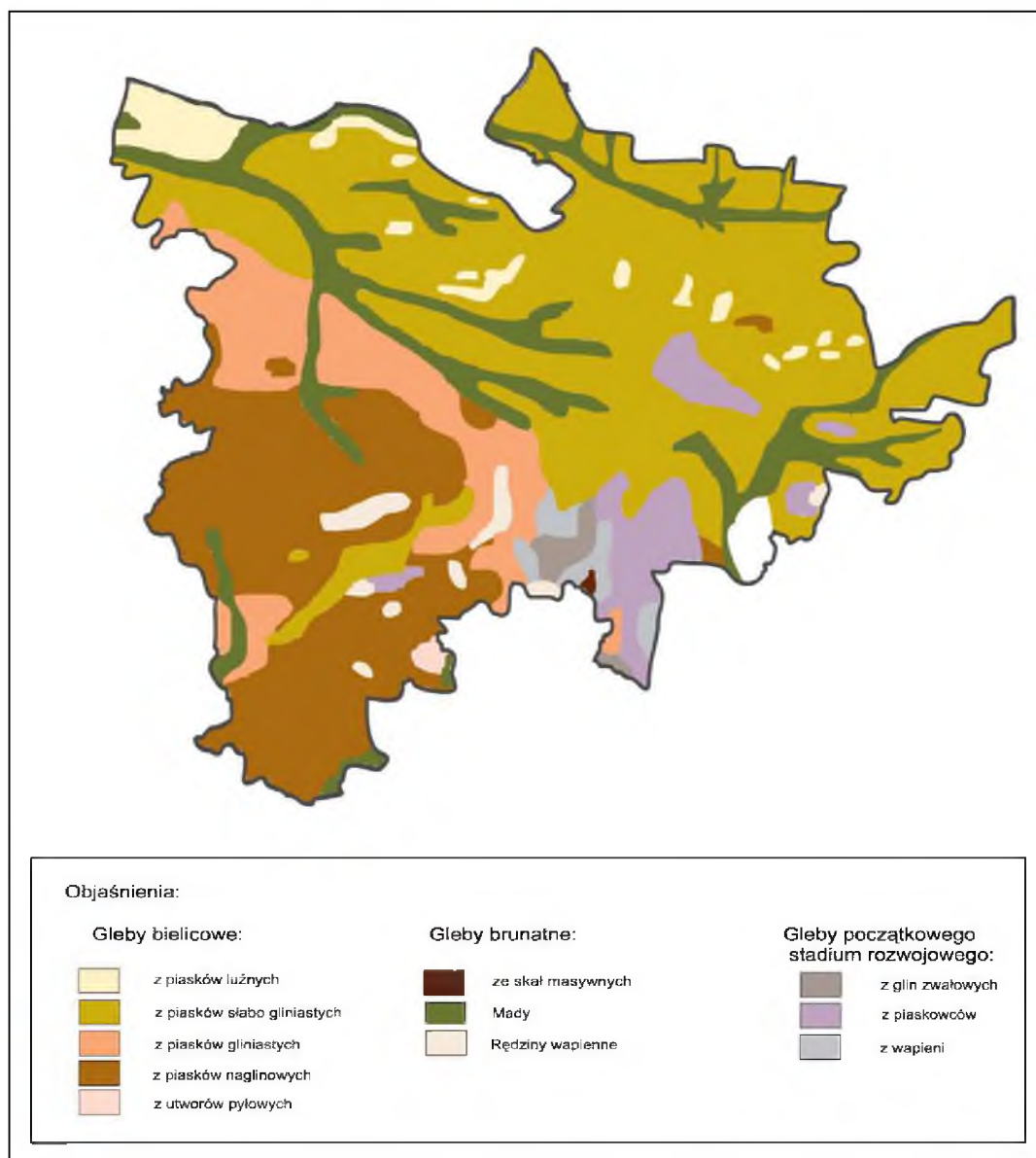
W wodach rzek i potoków województwa często dochodzi do przekroczenia dopuszczalnych norm niektórych metali ciężkich (cynku, kadmu, ołowiu). Wysokie stężenia metali występują głównie w rzekach przepływających przez tereny wydobywania i przetworstwa rud. Źródłem zanieczyszczeń są wody dołowe z kopalń rud i zakładów przetwórczych oraz spływ powierzchniowy ze składowisk poflotacyjnych i pohutniczych. Do najsilniej zagrożonych rzek pod tym względem należą: Biała Przemsza, Przemsza, Brynica i Chechło (BIULETYN 1998).

2.5 GLEBY

Występujące na terenie powiatu tarnogórskiego gleby są zróżnicowane, o czym decydują przede wszystkim cechy litologiczne osadów podłoża. Materiał glebotwórczy stanowią w przeważającej większości utwory czwartorzędowe – różnej genezy piaski, lessy i żwiry, gliny zwałowe oraz na niewielkich obszarach muły i łył trzeciorzędowe. Na wzniesieniach zbudowanych głównie z margli dolomitów triasowych Progu Tarnogórskiego wytworzyły się rędziny, natomiast doliny rzeczne wypełniają przeważnie mady oraz materiał rzeczny przemieszany z torfami. Duży wpływ na urozmaicenie pokrywy glebowej ma też rzeźba terenu.

Powiat obejmuje zarówno tereny nizinne, jak i wyżynne charakteryzując się zróżnicowanym nachyleniem i ekspozycją stoków.

Na badanym terenie najczęstszymi glebami, zajmującymi 70 % powierzchni, są gleby bielcowe – piaski słabogliniaste, gleby żwirowo-piaszczyste, lekkie i średnie bielice powstałe z glin zwałowych, a także gleby wytworzone z utworów pyłowych wodnego pochodzenia (MOLENDĄ 1969) (Ryc. 2.4).



Ryc.2.4. Gleby powiatu tarnobrzegskiego (wg LAZARA 1962 – zmienione).

Gleby bielcowe powstałe na terenach nizinnych, to głównie ubogie piaski eoliczne, wodnolodowcowe, a także zwydmione piaski zwałowe, natomiast na terenach wyżynnych gleby tego typu powstają ze zwietrzeliny skał bezwęglanowych, kwarcytów, piaskowców oraz gnejsów. Są to gleby kwaśne, częstokroć związane z siedliskami borów i borów mieszanych, o zróżnicowanym uziarnieniu: od bezszkieletowych lub słabo szkieletowych piasków luźnych i żwirów po lekkie i średnie gliny (BROŻEK 2003).

Okolice Miasteczka Śląskiego charakteryzują się występowaniem słabogliniastych gleb piaskowcowych o stosunkowo dużym zawilgoceniu. Pojawiają się tu również, na podłożu dolomitowym triasowe rędziny brunatne, a także na marglach oraz zasobnych w węglan wapnia glinach gleby brunatne (LAZAR 1962).

Stosunkowo duże obszary Województwa Śląskiego, a także okolic omawianego terenu, zajmują gleby początkowego stadium rozwojowego, położone w zasięgu oddziaływania przemysłu. Miejsko-przemysłowe rejony Tarnowskich Gór pokrywają grunty antropogeniczne. Na skutek deformacji powierzchni, zniekształcenia stosunków wodnych oraz zanieczyszczeń atmosfery znaczna część gleb uległa głębokiej degradacji, powodując zawodnienie lub też nadmierne osuszanie, a także skażenie toksyczne (ABSALON 1995). Do najważniejszych czynników zmieniających strukturę i walory biologiczne gleb zaliczyć można zanieczyszczenia pyłowe i gazowe powietrza osadzające się na powierzchni lub wypłukiwane wraz z opadami atmosferycznymi (ŻMUDA 1973).

Wysoka zawartość metali w glebach wiąże się częściowo z występowaniem w tym rejonie złóż cynku i ołowiu, jednak znaczne nagromadzenie metali ciężkich w glebach nie może być tłumaczone podłożem geologicznym. Na obszarach miejsko-przemysłowych dochodzi do koncentracji wielu pierwiastków toksycznych, szczególnie w powierzchniowej warstwie gleb, która odgrywa rolę absorbenta oraz środowiska wymiany (GRESZTA i in. 2002; PIASECZNA 2003). Dotychczasowe badania gleb terenów województwa śląskiego wskazują na podwyższoną zawartość metali ciężkich w stosunku do tła geochemicznego stanowiącego naturalną zawartość z czasów przed rozwojem przemysłu (KARWETA 1979; PRZYBYLSKI 1991) (Tab.2.5).

Tabela 2.5. Zawartość metali ciężkich w gruntach rolnych wybranych miast województwa śląskiego. (Źródło: Biuletyn Regionalnego Monitoringu Środowiska, 1998)

Miasto	Stężenie metali [mg/kg gleby]		
	kadm	cynk	ołów
	4*	300*	100*
	min-max		
Katowice	0,5-20	61-2110	28-1050
Bytom	2-85	193-12595	108-2229
Chorzów	5-23	539-3740	117-600
Gliwice	0,5-4	37-289	18-104
Miasteczko Śląskie	2-7	13-800	130-1140
Piekary Śląskie	2-72	400-10400	131-3500
Ruda Śląska	1-9	90-780	21-278
Siemianowice Śląskie	1-27	417-3807	86-876
Sosnowiec	2-31	120-2690	45-537
Świętochłowice	8-61	580-8050	182-1320
Tarnowskie Góry	1-143	103-13250	26-8200
Zabrze	1-15	55-550	30-158

* Dopuszczalne normy zawartości metali ciężkich w glebie (Dz.U. 2002, nr 165 poz. 1359)

Oprócz zanieczyszczeń atmosferycznych opadających na powierzchnię gleb, w znacznym stopniu zagrożeniem są odpady przemysłowe, składowane na ogromnych powierzchniach hałd, wysypisk, czy terenów poeksploatacyjnych, stanowiących na Górnym Śląsku około 40 % ogólnej ilości odpadów krajowych. Tak ogromne nagromadzenie substancji toksycznych w podłożu znacznie utrudnia procesy regeneracyjne. Zanieczyszczenia organiczne ulegają biodegradacji, natomiast metale, w niewielkiej ilości wypłukiwane, mogą pozostawać w środowisku nawet setki lat (PRZYBYLSKI 1991; DULIAS, HIBSZER 1996).

Także opad na powierzchnię ziemi pyłów zawierających tlenki siarki oraz azotu przyczynia się do zakwaszania poziomów glebowych, powodując wzrost działania fitotoksycznego związków cynku, ołowiu, kadmu oraz glinu (CELIŃSKI i in. 1991). W okręgach przemysłowych województwa emisja znacznie zmieniła właściwości chemiczne górnych poziomów glebowych, powodując wyraźne ich zakwaszenie (LAZAR 1962).

2.6 PRZEKSZTAŁCENIA ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO

Przeobrażenia środowiska geograficznego – wszystkich jego elementów – osiągnęły na górnym Śląsku rozmiar niespotykany w innych regionach kraju. Zmiany, jakie dokonały się w środowisku przyrodniczym, będące konsekwencją rozwoju przemysłu, charakteryzują się znacznym przekształceniem powierzchni, zanieczyszczeniem powietrza, zmianami warunków mikroklimatycznych, zanieczyszczeniem wód oraz degradacją gleb. Na całym obszarze nastąpiły poważne deformacje terenu oraz zaburzenia stosunków wodnych, wyrażające się zmianami poziomów wód podziemnych oraz ich dużym zanieczyszczeniem. Większość naturalnych cieków została zamieniona w wybetonowane ścieki, czego przykładem są przepływające przez rejon górnośląski rzeki Bytomka i Rawa (ŻMUDA 1973; SENDEK 1981; CABAŁA 1990).

Równocześnie z rozwojem przemysłu postępowały procesy przekształcające środowisko przyrodnicze. Pierwotna szata roślinna województwa śląskiego została całkowicie zmieniona w wyniku działalności gospodarczej człowieka. Największe deformacje szaty roślinnej powstały w bezpośrednim sąsiedztwie źródeł emisji szkodliwych związków, a ich natężenie wykazało zależność od odległości od emitora układając się strefowo (ŻMUDA 1973; KAPUSTA, MŪDRY 1974; GRESZTA 1975; ROSTAŃSKI K. 1985b). W rejonach oddziaływania zakładów przemysłowych wytworzył się tzw. industrioklimaks (WOLAK 1969), a koncentrycznie wokół zakładów przemysłu ciężkiego – czynników uniemożliwiających sukcesję naturalną – wykształcały się strefy roślinności wtórnej. W bezpośrednim sąsiedztwie zakładów dominuje roślinność ruderalna (np. zbiorowisk z rzędu *Onopordetalia*), nieco dalej wykształcają się wtórne murawy, na których najczęściej występują: *Calamagrostis epigeios*, *Agrostis stolonifera*, *Agropyron repens* lub *Deschampsia caespitosa*. Kolejną strefą są zarośla wtórne z takimi gatunkami jak: *Frangula alnus*, *Salix caprea*, *Sabmucus nigra*, najdalej oddalone od emitatorów są kadłubowe zbiorowiska leśne, najczęściej o charakterze borowym (SENDEK 1981; SENDEK, ROSTAŃSKI A. 1989).

Płaty borów mieszanych spotykane na obszarze województwa śląskiego mają charakter wtórny, zajmując najczęściej siedliska po dawnych grądach i buczynach. Stąd wynika ich zróżnicowanie i udział gatunków lasów liściastych (CELIŃSKI i in. 1978; CABAŁA 1990). W drzewostanach występują *Pinus sylvestris* z *Quercus robur*, oraz pojedynczymi *Betula pendula* i *Picea abies*, w podszycie spotykane są *Frangula alnus*, *Populus tremula* i *Sorbus aucuparia*. Gatunkami panującymi w runie są głównie gatunki borowe: *Vaccinium myrtillus*, *Trientalis europaea*, *Pteridium aquilinum*.

Województwo śląskie, ze względu na położenie, urozmaiconą rzeźbę terenu i warunki ekologiczne charakteryzuje się znaczną różnorodnością zbiorowisk leśnych. Pierwotny stan szaty leśnej na przestrzeni wieków uległ istotnym przeobrażeniom oraz znacznie zmniejszyła się powierzchnia lasów. Miejsca naturalnych i charakterystycznych dla tego rejonu lasów liściastych zajęły sztuczne kultury sosny i świerka. W rejonach największego nagromadzenia przemysłu oraz w sąsiedztwie zakładów wiele płatów roślinności uległo tak daleko idącym przekształceniom, że trudno zaklasyfikować je fitosocjologicznie. Duży wpływ na zmianę pierwotnego stanu lasów miała też nieprawidłowa gospodarka leśna, w szczególności zrzęby, trzebieże a także nasadzenia gatunków siedliskowo obcych oraz obcych dla flory Polski (ŻMUDA 1973; KOBIERSKI 1974; CABAŁA 1990).

Na podstawie badań fitosocjologicznych Wyżyny Śląskiej, okolice badanego terenu CABAŁA (1990) zaliczył do północnego regionu geograficzno – leśnego, obejmującego obszary na północ od Tarnowskich Gór. Obszar ten, na którym dominują siedliska borowe, charakteryzuje się występowaniem następujących zbiorowisk leśnych:

- *Calamagrostio-villosae Pinetum* STASZK.(1958) – bagienny bór trzcinnikowy;
- *Leucobryo-Pinetum* W.MAT.(1973) – suboceaniczny bór świeży;
- *Molinio-Pinetum* W.MAT. et J.MAT.(1973) (*Molinio (caeruleae)-Pinetum* W.MAT. et J.MAT.(1973)) – śródlądowy bór wilgotny;
- *Vaccinio uliginosi-Pinetum* KLEIST(1929) – sosnowy bór bagienny;
- *Quercu roboris-Pinetum* (W.MAT. 1981)J.MAT. 1988 – kontynentalny bór mieszany;

w małych płatach i rzadko występują:

- *Fraxino-Alnetum* W.MAT.(1952) – łęg jesionowo-olszowy;
- *Tilio-Carpinetum* TRACZ.(1962) – grąd subkontynentalny
- *Ribo nigri-Alnetum* SOL.-GÓRN.(1987) (*Ribeso nigri-Alnetum* SOL.-GÓRN. (1987)) – ols porzeczkowy
- *Salici-Populetum* MAEIJER DREES (1936) – łęg topolowo-wierzbowy
- *Astrantio-Fraxinetum* OBERD. 1953
- zbiorowisko z *Eu-Fagion* (*Melico-Fagetum* LOHM ap SIEBERT 1954)

W obecnym ujęciu nomenklatury fitosocjologicznej zespół *Salici-Populetum* MAEIJER DREES(1936) rozdzielony został na dwa odrębne zespoły, różniące się strukturą florystyczną oraz warunkami siedliskowymi. Zespół bliższy korytom rzek *Salicetum albo-fragilis* R.TX.

1955 oraz zajmujący w obrębie terasy zalewowej miejsca wyższe i lepiej utrwalone zespół *Populetum albae* BR.-BL. 1931.

Nazewnictwo wymienionych zespółów leśnych przyjęto za MATUSZKIEWICZEM (2001).

Zanieczyszczenie środowiska jest jednym z najpoważniejszych czynników zagrażających funkcjonowaniu ekosystemów leśnych. Zmiany pierwotnych składników siedliskowych prowadzą do formowania się odmiennych powiązań oraz zmienionych układów, szkodliwych dla pierwotnych biocenoz. Poprzez zamieranie gatunków wrażliwych, stopniową degradację gatunków odporniejszych następuje kolejno zubożenie składu gatunkowego oraz postępujące niszczenie naturalnych biocenoz.

Uszkodzane przez emisje przemysłowe przez kilka dekad ekosystemy leśne cechuje niestabilność stanu zdrowotnego i duża podatność na wszelkie zaburzenia powodowane czynnikami abiotycznymi i biotycznymi, w tym antropogenicznymi.

Oddziaływania przemysłowe powodują ostre lub chroniczne schorzenia drzewostanów, głównie szpilkowych, przyczyniając się często do ich silnego przerzedzenia, a nawet zamierania (CELIŃSKI, CABAŁA 1976; CABAŁA 1980, 1990; ŁAPIŃSKI 2003).

Pośrednie działanie emisji wyraża się zmianą warunków świetlnych, wilgotnościowych, a w następstwie także zmianą struktury i składu gatunkowego zbiorowiska poprzez napływanie roślin właściwych innym klasom synekologicznym, w tym najczęściej zbiorowisk porębowych *Epilobietea angustifolii*. W wyniku sztucznego wprowadzenia gatunków północnoamerykańskich do zbiorowisk leśnych, w podszycie coraz częściej spotykane są odnowienia *Padus serotina*, *Quercus rubra* (GRESZTA 1975; SENDEK 1981; CABAŁA 1990). Kolejnym negatywnym wpływem zanieczyszczeń gazowych i pyłowych znajdujących się w powietrzu atmosferycznym na drzewostany, są uszkodzenia i osłabienia struktury zdrowotnej drzew, prowadzące do szybszego zaatakowania przez patogeny oraz liczne gradacje szkodników owadzi (CZUDEK 1929, ŁAPIŃSKI 2003).

W najbliższym otoczeniu Huty Cynku w Miasteczku Śląskim lasy zniszczone emisjami huty niejednokrotnie określano „obszarem klęski ekologicznej”. W ciągu ostatnich 25 lat, w obrębie lasów należących do Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Katowicach, nastąpił blisko czterokrotny wzrost powierzchni zaliczonej do stref uszkodzeń przemysłowych, których powierzchnia wynosi obecnie 562 tys. ha. W I strefie – najsłabszych uszkodzeń przemysłowych znajduje się 44 % drzewostanów, w II – uszkodzonej w średnim stopniu – 55 %, w strefie III – najsilniej uszkodzonej – 1 %. Powierzchnia siedlisk silnie zdegradowanych na terenie województwa śląskiego wynosi ok. 316 tys. ha co stanowi, ok.

52% ogólnej powierzchni leśnej, należącej do Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Katowicach (ŁAPIŃSKI 2003).

Obecnie większość terenów pokłeskowych na zrekultywowanym terenie pokrywają nasadzenia i młodniki z dużym udziałem gatunków o wyższej odporności na zatrucia, natomiast właściwy nieużytek zatrutej gleby ogranicza się do kilkudziesięciu hektarów najbliższego sąsiedztwa Huty. Od kilkudziesięciu lat trwa również, na terenie lasów, przebudowa drzewostanów prowadząca dla uzyskania zgodności składów gatunkowych z siedliskiem oraz zwiększenia zdrowotności i odporności ekosystemów leśnych (ŁAPIŃSKI 2003).

2.7 WPLYW PRZEMYSŁU NA ZANIECZYSZCZENIE POWIETRZA

Oddziaływanie antropogeniczne na obszarze Górnego Śląska związane było początkowo z osadnictwem rolniczym, rozwojem szlaków komunikacyjnych oraz dawnym kopalnictwem kruszców. W XIX i XX wieku proces ten nasilił się poprzez gwałtowny rozwój górnictwa węgla oraz przemysłu ciężkiego doprowadzając w wielu obszarach do stanu klęski ekologicznej. Do głównych gałęzi przemysłu mających niekorzystny wpływ na środowisko należą przemysł wydobywczy, hutniczy oraz energetyczny (ROSTAŃSKI A. 1997b).

Na rozwój przemysłu analizowanego obszaru miało niewątpliwie wpływ bogactwo naturalnych złóż węgla kamiennego oraz jedno z największych w Europie środkowej złóż rud ołowiu z domieszką srebra tzw. śląsko – krakowskie złoża cynkowo-ołowiowe, a także dynamiczny rozwój przemysłu w ubiegłych dwóch stuleciach.

Charakterystyka geologiczna złóż cynkowo-ołowiowych

Badany obszar znajduje się w obrębie tarnogórskiego regionu złożowego, położonego w północno-zachodniej części obszaru śląsko-krakowskich rud cynkowo-ołowiowych, obejmując tereny dawnej eksploatacji rud w niecce tarnogórskiej oraz złoża okolic Bibieli, Kalet i Miotka. Złoża rud cynkowo-ołowiowych zalegają w warstwach osadów triasu, przede wszystkim w tzw. dolomitach kruszconośnych. Intensywnie rozwinęła się sylikacja dolomitów, najczęściej pojawiają się ily kruszconośne. We wschodnim skrzydle niecki tarnogórskiej i w okolicy Miasteczka Śląskiego występują w kotłach krasowych na wapieniu muszlowym płyty ilasto-piaszczysto-żwirowych osadów jurajskich z jury dolnej (KERBER 1977; GAŁKIEWICZ 1983).

W rudach omawianych złóż występuje kilkadziesiąt minerałów kruszczowych, z których główne to siarczki cynku i ołowiu: blenda cynkowa (ZnS) i galena (PbS) z zawartością srebra. W okolicach Tarnowskich Gór blenda cynkowa zajmowała zazwyczaj centralne części złóż, natomiast galena ich części peryferyczne. Początkowo ołów i srebro uzyskiwano z galeny w minimalnym stopniu, dopiero od początku XIX wieku, kiedy z galmanu zaczęto pozyskiwać czysty cynk, rozpoczęła się przemysłowa eksploatacja złóż śląsko-krakowskich. Złóża wchodzące w zakres dawnej eksploatacji występowały na obszarze ok. 500 km², natomiast powierzchnia, jaką zajmowały czyste rudy, to kilkanaście km². Dla obszaru Tarnowskich Gór charakterystyczne też było występowanie tarnowicytu oraz krzemianu cynku (hemimorfitu), rzadko spotykanych w innych rejonach złóż śląsko-krakowskich (ŻABIŃSKI 1960).

Warunki geologiczne złóż śląsko-krakowskich, mimo nieregularności okruszczowania i zmienności zawartości rud, kształtowały się pomyślnie dla eksploatacji. Wczesnemu odkryciu złóż oraz eksploatacji prostymi metodami sprzyjało płytkie zaleganie dużych partii złóż, metaliczny wygląd galeny oraz liczne wychodnie (MOLENDĄ 1963). Złóża niecki tarnogórskiej stanowiły niegdyś jeden z głównych okręgów wydobywania rud ołowiu na Górnym Śląsku. Obszar występowania był znaczny. Rozciągał się od wychodni wapieni gogolińskich i dolomitów kruszczonośnych we wschodnim skrzydle, po południowe okolice Stolarzowic, sięgając na północy po Miasteczko Śląskie, Żyglin i Bibielę.

Górnictwo kruszczowe na omawianym terenie ma znacznie bogatszą tradycję aniżeli górnictwo węglowe. Wyraźne ośrodki produkcyjne wykształciły się w XIII wieku przynosząc znaczny rozwój eksploatacji. Pierwsza informacja o wydobywaniu kruszczów z terenu niecki tarnogórskiej pochodzi z 1247 roku. W latach dwudziestych XVI w. odkryto bogate złóża galeny na granicy wsi Tarnowice. Spowodowało to znaczne ożywienie eksploatacji w rejonie tarnogórskim. (MOLENDĄ, BALCERZAK 1987). Pierwsza Huta cynku i ołowiu powstała w 1786 roku w Strzybnicy koło Tarnowskich Gór. Złóża rud cynku i ołowiu w niecce tarnogórskiej eksploatowane od 1528 roku z przerwami do pierwszych dziesiątków lat XX stulecia, są obecnie niemal zupełnie wyczerpane. Historyczne już znaczenie ma rejon Tarnowskich Gór, z zabytkową kopalnią „Fryderyk”, gdzie na szeroką skalę wydobywano bogate rudy. W ciągu całego XIX wieku Górny Śląsk zajmował jedno z czołowych miejsc w produkcji cynku na świecie.

Rys historyczny Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”

Miasteczko Śląskie od XVI wieku było terenem rozwijającego się górnictwa kruszcowego oraz rud żelaza, o czym świadczy otrzymanie w 1562 roku przywilejów wolnego miasta górniczego (MOLENDĄ 1963). Przez kolejne wieki różne były dzieje miasta, zależne w głównej mierze od zmiennej eksploatacji otaczających Miasteczko złóż. Ostatecznie wydobywanie zakończono w 1917 roku i do początku lat sześćdziesiątych, kiedy to podjęto decyzję o budowie Huty, rozwój gospodarczy miasta znacznie się zmniejszył.

Budowę Huty Cynku w Miasteczku Śląskim, jednego z największych zakładów przemysłowych powiatu tarnogórskiego, podjęto w 1960 roku, w oparciu o licencję angielskiej firmy Imperial Smelting Processes z Bristolu. Budowę Huty rozłożono na dwa etapy, pierwszy zakończono w 1972 roku, którego efektem było uruchomienie pierwszego kompleksu. Po kilku latach prac budowlanych 15 lipca 1966 roku nastąpił rozruch pierwszego pieca przewalowego, natomiast od 24 października 1968 roku Huta rozpoczęła regularny wytop cynku i ołowiu. W skład pierwszego kompleksu Huty wchodziły wówczas dwie główne jednostki technologiczne: Huta Tlenku Cynku i Spiekalnia z Piecem Szybowym oraz dwa mniejsze działy Rafinerii Ołowiu i Kwasu Siarkowego (MATERIALY INFORMACYJNE Huta Cynku 2005).

Huta Tlenku Cynku wykorzystując rudy tlenkowe i węglanowe złóż zagłębia bytomsko-piekarskiego oraz węglanowe odpady z hałd produkowała surowy tlenek cynku oraz jako odpad produkcyjny wapno magnezowo-tlenkowe. Wydział Spiekalni i Pieca Szybowego produkował surowy cynk i ołów oraz odpad żużlowy i toksyczny kwas siarkowy. Proces przerobu, prowadzony metodą pieca szybowego, umożliwiał uzyskanie jednocześnie dwóch metali – cynku i ołowiu w jednym ciągu technologicznym. W 1979 roku ukończono II etap budowy Huty, w skład którego weszły: Drugi Wydział Spiekalni oraz Pieca Szybowego. Tym samym zakończona została budowa wówczas pierwszego tego typu nowoczesnego kompleksu metalurgicznego. Do 1989 roku Huta prowadziła produkcję na ogromną skalę, używając obydwu kompleksów technologicznych. W latach siedemdziesiątych i osiemdziesiątych Huta Cynku „Miasteczko Śląskie” była jednym z najpoważniejszych źródeł emisji zanieczyszczeń w północnej części województwa katowickiego. Podjęty na początku lat dziewięćdziesiątych program ekologiczny zakładał likwidację najbardziej wyeksploatowanych wydziałów, budowę nowych urządzeń odpylających i modernizację starych. W 1990 roku ze względów ekonomicznych, ekologicznych oraz technologicznych, zamknięty i zlikwidowany został pierwszy kompleks Huty – Wydział Tlenku Cynku oraz Wydział I Pieca Szybowego wraz z jego wydziałami

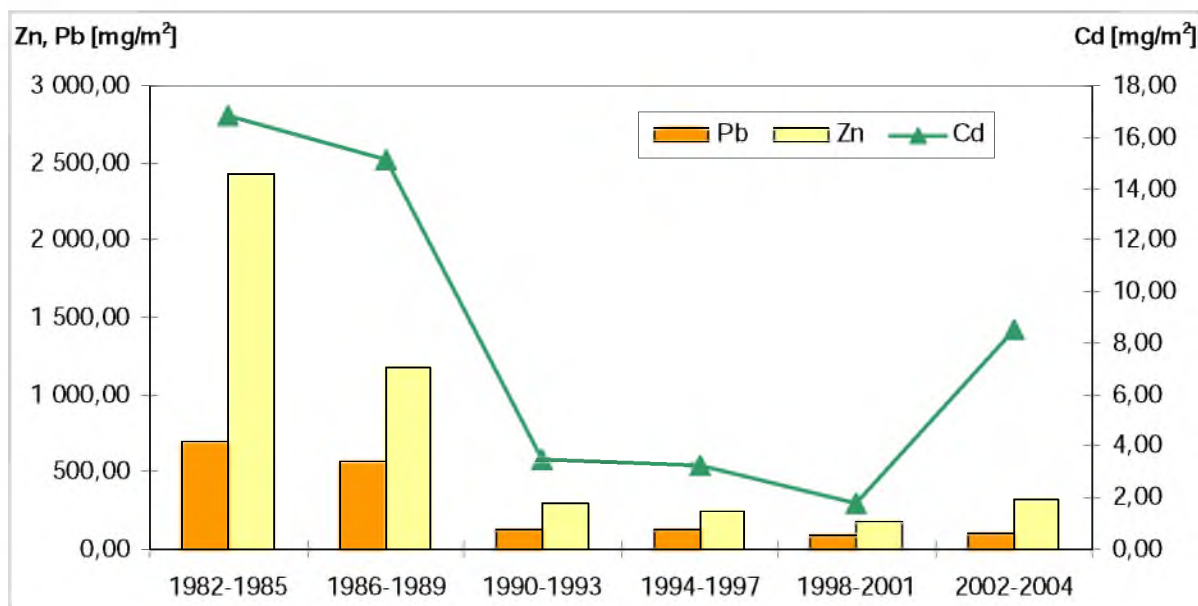
Tabela 2.6. Wielkość zanieczyszczeń emitowanych przez Hutę Cynku „Miasteczko Śląskie”, za okres od 1966 do 2003 roku. (Materiały Huta Cynku „Miasteczko Śląskie”, 2005)

Lata	Substancja emitowana Mg/rok (ton/rok)											
	pył zawieszony	pył metalurgiczny	pył węglowy	pył ze spalania paliw	cynk	ołów	kadm	SO ₂	CO	NO ₂	CO ₂	H ₂ SO ₄ pieniaszki metaliczne
1966	16	11	5		2							
1967	351	137	202	12	61	14						
1968	868	647	161	60	143	92	2,5	646				
1969	1 502	1 227	224	51	359	219	5,5	2 460				
1970	1 270	1 030	201	39	305	151	3,9	934				
1971	1 488	1 227	215	46	301	207	3,2	1 017				
1972	1 998	1 740	228	30	556	315	4,5	2 880				
1973	1 162	884	216	62	255	104	2,8	3 933				
1974	1 154	885	218	51	286	122	2,6	2 766				
1975	1 185	919	210	56	329	138	2,4	4 691				
1976	905	676	186	43	221	95	2,5	3 822				
1977	888	674	179	35	219	97	1,7	3 611				
1978	738	536	168	34	164	78	2,2	4 656				
1979	678	520	134	24	160	81	1,4	13 488				
1980	1 076	924	124	28	229	169	3	9 748	1 000 420	326		
1981	648	528	95	25	149	96	2	6 802	61 045	289		
1982	778	649	106	23	193	120	2	7 761	67 816	303		
1983	711	593	97	21	180	109	1,6	6 700	48 736	289		
1984	725	622	88	15	219	108	1	7 011	38 814	252		318
1985	712	595	97	20	208	110	1	6 757	54 436	294		327
1986	695	552	108	35	190	109	0,9	7 812	46 092	287		326
1987	639	502	107	27	171	86	1	6 603	22 860	293		266
1988	578	472	86	20	160	83	1	4 644	21 007	273		210
1989	425	346	68	11	122	68	0,7	3 803	28 516	234		195
1990	159	140	10	10	50	31	0,2	2 475	1 152	101		119
1991	109	94	4	10	35	21	0,1	1 779	663	77		120
1992	83	62	3	17	23	13	0,08	680	741	54		117
1993	78	58	6	13	13	9	0,1	573	541	64		59
1994	72	56	6	10	11	8	0,07	831	489	65	136 907	44 34
1995	61	44	4	12	8	6	0,05	971	474	66	286 681	27 27
1996	87	39	5	42	7	6	0,04	911	497	79	272 359	25 24
1997	62	34	4	24	7	5	0,04	672	563	71	267 461	12 20
1998	40	32	4	4	7	5	0,04	720	391	62	276 869	10 18
1999	40	34	4	2	7	5	0,04	749	228	55	289 295	13 19
2000	40	34	4	2	8	5	0,04	590	331	45	316 702	11 18
2001	39	33	4	2	8	5	0,05	591	337	46	346 699	11 17
2002	36	32	4	0,5	7	5	0,04	616	373	46	353 706	12 17
2003	40	35	4	0,3	8	5	0,04	675	681	49	365 976	12 20

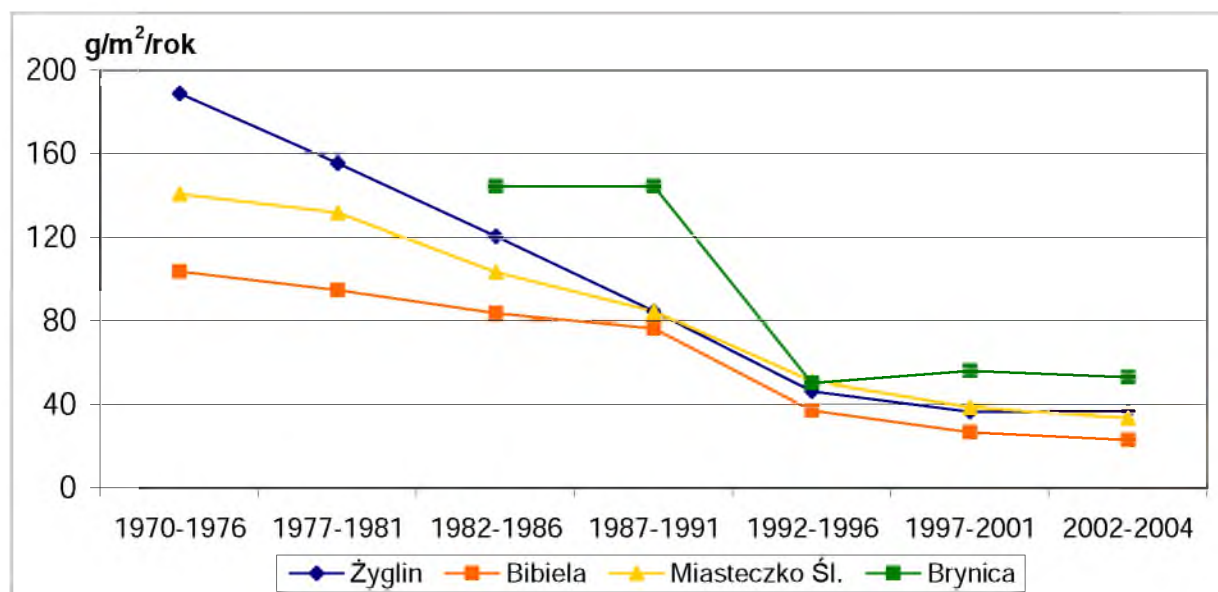
pomocniczymi. Doprowadziło to do znacznego obniżenia emisji, przy jednoczesnym utrzymaniu produkcji na stałym poziomie przez II kompleks (Tab. 2.6, Ryc.2.5, Ryc. 2.6). Wprowadzony przez Hutę program naprawczy zaowocował skreśleniem jej z listy osiemdziesięciu największych trucicieli w Polsce. Przedsięwzięcie mające na celu zmniejszenie uciążliwości zakładu dla środowiska polegało na zlikwidowaniu przestarzałych wydziałów produkcyjnych, modernizacji instalacji oraz urządzeń ochrony środowiska. Zbudowano instalację rafinacji cynku z dodatkową instalacją Zakładu Kadmu. Zagospodarowano tereny poprzemysłowe po zlikwidowanych wydziałach I Kompleksu oraz zbudowano ekologiczne składowisko odpadów. Dzięki tym działaniom osiągnięto obniżenie emisji pyłowo-gazowej, wyeliminowano kadm i ołów z produktów finalnych Huty oraz poszerzono możliwości wykorzystania metalicznych materiałów odpadowych zawierających cynk i ołów.

Województwo śląskie jest wyjątkowym obszarem, charakteryzującym się bardzo dużą koncentracją przemysłu wydobywczego i przetwórczego, intensywnością zaludnienia oraz znacznym stopniem zurbanizowania. Te spiętrzenie negatywnych dla środowiska czynników spowodowało jedno z najwyższych w Europie zanieczyszczeń i skażeń wód, gleby oraz powietrza, obserwowane w województwie śląskim, częstokroć znacznie przekraczające dopuszczalne normy (ŻMUDA 1973; CABAŁA 1990).

Na skutek częstego występowania na obszarze województwa śląskiego słabych wiatrów oraz cisz atmosferycznych, pyłowo-gazowe zanieczyszczenia powietrza osiągają jeden z wyższych wskaźników w kraju. Wyniki wieloletnich pomiarów wskazują, iż większość najbardziej szkodliwych zanieczyszczeń gazowych i pyłowych znacznie przekracza na obszarze województwa śląskiego dopuszczalne normy. Średnioroczne stężenia najczęstszych zanieczyszczeń – pyłu zawieszonego, ołowiu, benzo-a-pirenu, opadów pyłu i metali ciężkich przekraczane były notorycznie w latach 1979-1987, osiągając wartości kilkadziesiąt razy wyższe od wartości granicznych (KAPAŁA 1983; CELIŃSKI i in. 1991). Dane te potwierdzają wyniki analiz średniorocznych wartości opadu pyłu oraz metali notowanych w Miasteczku Śląskim na przestrzeni ponad dwudziestu lat, ukazujące opad ołowiu istotnie przekraczający lub będący wciąż na granicy wartości dopuszczalnych (Ryc.2.5, Ryc.2.6). Spadek ilości zanieczyszczeń, zaznaczający się na początku lat dziewięćdziesiątych, związany jest ze zmniejszeniem produkcji oraz likwidacją uciążliwych działów produkcyjnych Huty.



Ryc.2.5. Średnie wartości opadu metali notowane w Miasteczku Śląskim w latach 1982-2004, w przedziałach czteroletnich. (Źródło WSSE w Katowicach. Dopuszczalne wartości opadu: Pb – 100 mg/m², Cd – 10 mg/m², Dz.U. 2002r., nr 87, poz. 796)



Ryc. 2.6. Średnie pięcioletnie wartości opadu pyłu notowane w okolicach Miasteczka Śląskiego w latach 1970-2004. (Źródło WSSE w Katowicach. Dopuszczalna wartość opadu pyłu – 200 g/m², Dz.U. 2002r., nr 87, poz. 796)

Jednym z głównych problemów ekologicznych województwa śląskiego, będącym efektem intensywnej działalności przemysłu jest skażenie metalami ciężkimi. Bardzo wysokie stężenia metali mają charakter wybitnie lokalny, występując w pobliżu zakładów przetwórczych metali nieżelaznych, natomiast na pozostałej części obszaru podwyższone

stężenia związane są z mniejszą działalnością produkcyjną, spalaniem paliw. Badania z lat osiemdziesiątych i dziewięćdziesiątych (KAPAŁA 1983; POBORSKI 1992) umiejscawiają Miasteczko Śląskie na czołowym miejscu wśród miast województwa o największym zanieczyszczeniu cynkiem (Ryc. 2.5, Tab. 2.6), jednak brak ustalonych wartości dopuszczalnych nie pozwala na określenie poziomu zagrożenia.

Dwutlenek siarki oraz tlenki azotu należą do najgroźniejszych gazów emitowanych przez przemysł do atmosfery, głównie ze względu na szeroki zasięg oddziaływania, wpływając pośrednio na zakwaszenie opadów atmosferycznych, niekorzystnie zmieniając odczyn gleby, a także bezpośrednio działając na rośliny. Ogromne ilości dwutlenku siarki emitowanego w okolicach miejsc koncentracji przemysłu powodowało bardzo niekorzystne działanie na ekosystemy leśne, wyrażające się w zamieraniu roślin i tworzeniu miejsc klęski ekologicznej. Wieloletnie analizy gazowych zanieczyszczeń atmosfery na obszarze powiatu tarnogórskiego, ukazywały znacznie podwyższony poziom dwutlenku siarki – dopuszczalna wartość przekroczona do 10 razy, tlenków azotu – do 3 razy, oraz tlenku węgla – do 10 razy (KAPAŁA 1983; BIULETYN WSSE 2003).

W ciągu ostatnich lat stan środowiska województwa śląskiego uległ znacznej poprawie. Zanieczyszczenie powietrza wskazuje na wyraźny spadek emisji zanieczyszczeń pyłowych pochodzących ze źródeł przemysłowych o ponad 50 %, oraz dwutlenku siarki o 40 %. Okresem znacznych ograniczeń w ilości wprowadzonych do środowiska zanieczyszczeń, jak też intensywnych działań podejmowanych na rzecz jego poprawy, były lata 90. Wprowadzone w tym okresie wymogi wobec źródeł zanieczyszczeń środowiska, stosowanie lepszych jakościowo paliw, restrukturyzacja, modernizacja i prywatyzacja przemysłu, a także ograniczenie produkcji w branżach będących źródłem najwyższych zanieczyszczeń wpłynęły na pozytywne efekty w ochronie środowiska. Ostatnie lata są dalszym okresem widocznych oznak wskazujących na utrzymywanie się korzystnych trendów – ograniczenia tzw. niskiej emisji, spadków emisji zanieczyszczeń (BIULETYN URZĘDU WOJEWÓDZKIEGO 2003).

Analizując średnie stężenie roczne podstawowych zanieczyszczeń powietrza należy stwierdzić, że na terenie województwa śląskiego przekroczenia dopuszczalnych stężeń średniorocznych podstawowych zanieczyszczeń powietrza (dwutlenku siarki, dwutlenku azotu i pyłu zawieszonego) występują głównie na obszarze miast konurbacji górnośląskiej (Tab. 2.7).

Tabela 2.7. Średnie stężenia SO₂ notowane w 2003 roku na terenie Aglomeracji Górnośląskiej oraz powiatu tarnogórskiego (dane WIOŚ Katowice)

Miejscowość	Stężenie SO ₂ [µg/m ³]
Aglomeracja Górnośląska	
Bytom	33
Dąbrowa Górnicza	24
Gliwice	32
Katowice	42
Piekary Śląskie	35
Sosnowiec	34
Zabrze	39
Powiat tarnogórski	
Tworóg	9

* norma stężenia rocznego - 20 SO₂ [µg/m³] (Dz. U. Nr 87 z 2002 roku, poz. 796)

Ze względu na zmianę przepisów w dziedzinie ochrony środowiska, dostosowujących prawodawstwo polskie do wymogów Unii Europejskiej, od 2001 roku jakość powietrza ocenia się z uwzględnieniem dwóch kryteriów ustanowionych ze względu na ochronę zdrowia ludzi oraz ochronę roślin. Dla kryterium ochrony zdrowia notowane są stężenia 1 – godzinne oraz dobowe SO₂, natomiast ze względu na ochronę roślin – stężenia roczne. Aglomeracja Górnośląska jest obecnie objęta kryterium ochrony zdrowia, natomiast teren powiatu tarnogórskiego, z jedynym punktem pomiarowym SO₂ na swym obszarze w Tworogu, określa kryterium ochrony roślin.

Przeprowadzona w 2003 roku klasyfikacja aglomeracji według kryterium ochrony zdrowia dla zanieczyszczeń takich jak: dwutlenek siarki, dwutlenek azotu, ołów, ozon i tlenek węgla wykazała najczystsza klasę. Roczna klasyfikacja pod względem ochrony roślin potwierdziła także brak przekroczeń wartości dopuszczalnych tlenków azotu, dwutlenku siarki i ozonu (RAPORT WIOŚ, 2003).

Dominującym źródłem zanieczyszczeń jest spalanie paliw, powodujące emisję 96% dwutlenku siarki i tyle samo tlenku azotu, około 80% emisji tlenku węgla pochodzi natomiast z hutnictwa. Na stan powietrza atmosferycznego województwa śląskiego znaczny wpływ ma niska emisja zanieczyszczeń powietrza – pochodząca z komunikacji oraz lokalnych kotłowni węglowych i indywidualnych palenisk domowych. Szczególnie duża koncentracja niskich

emitorów występuje w większych miastach województwa. Główną przyczyną wystąpienia przekroczeń w okresie zimowym jest emisja z indywidualnego ogrzewania budynków, w okresie letnim oraz bliskość głównej drogi z intensywnym ruchem. W sezonie grzewczym, średnie stężenia pyłu zawieszonego i dwutlenku siarki w powietrzu są ok. 1,5 do 2 razy większe niż w sezonie letnim. Wyniki badań Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska dotyczących stężeń SO_2 w powietrzu wykazują, że stężenia występujące w okresie zimowym znacznie przekraczają ustalone normy. Przykładem wpływu niskiej emisji, może być styczeń 2006 roku, podczas którego, z powodu przedłużających się bardzo niskich temperatur powietrza, dobowe stężenia dwutlenku węgla poszczególnych stacji pomiarowych znacznie przekraczały obowiązujące normy (RAPORT WIOŚ, 2006).

3. METODYKA BADAŃ

Badaniami objęto 6 stałych powierzchni badawczych zlokalizowanych na siedliskach borowych otaczających Hutę Cynku w Miasteczku Śląskim, a należących administracyjnie do lasów Nadleśnictwa Świerklaniec.

W rejonie Miasteczka Śląskiego w roku 1975 zespół Badaczy Uniwersytetu Śląskiego rozpoczął cykl stałych obserwacji mających na celu zbadanie zmian w składzie fitocenoz pod wpływem oddziaływania emitora. W owym czasie założono w lasach Nadleśnictwa Świerklaniec 12 stałych powierzchni badawczych, oznaczonych literami A – L (Ryc. 3.1). Program badawczy prowadzony przez pracowników Uniwersytetu Śląskiego, polegał na cyklicznych obserwacjach roślinności, których wyniki opracowano w formie sprawozdań (ROSTAŃSKI K. 1978, 1979, 1980, 1985a, 1989, 1991b).

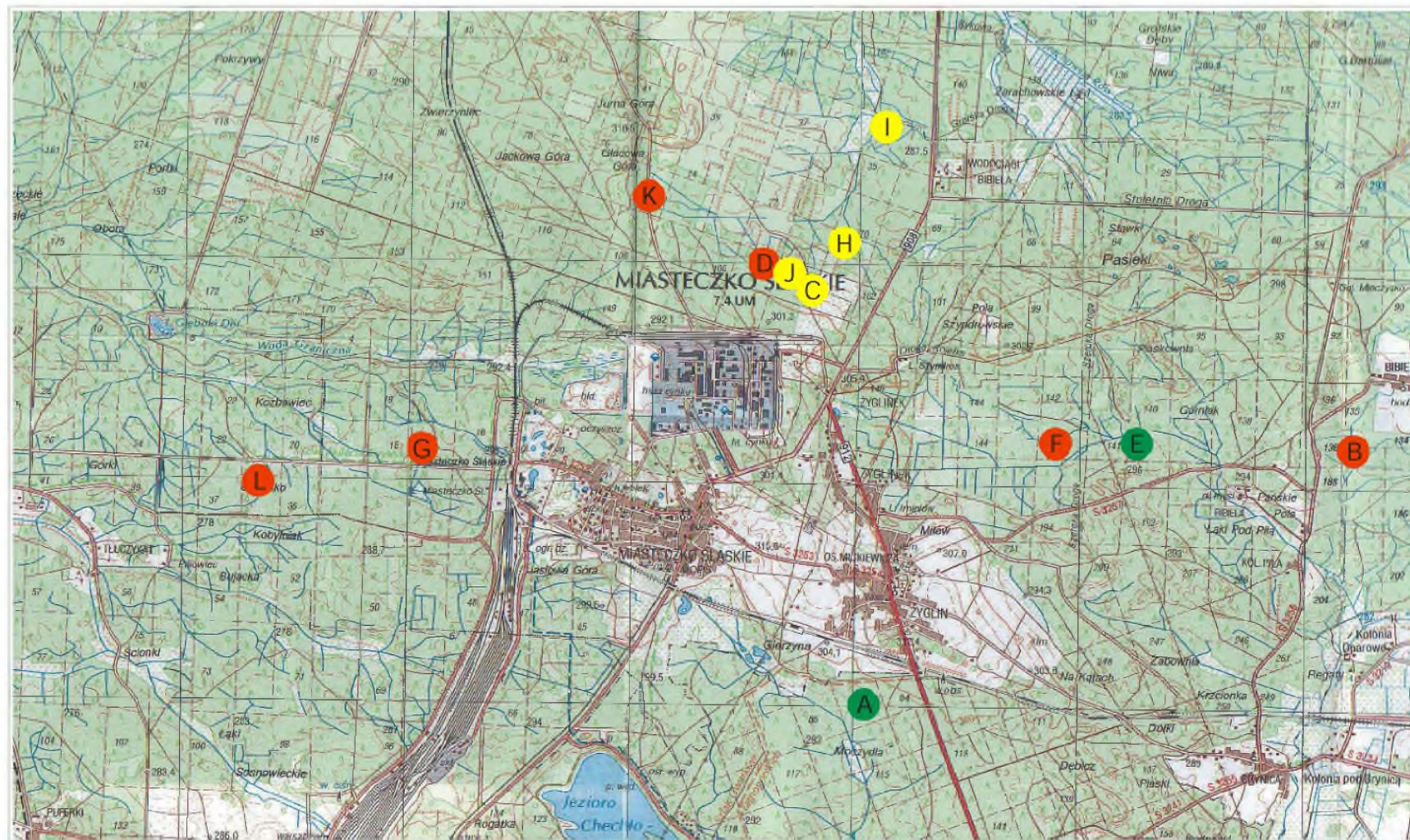
W celu zobrazowania przemian fitocenoz borowych w podobnych odstępach czasowych w pracy wykorzystano wyniki wcześniejszych badań prowadzonych przez pracowników Uniwersytetu Śląskiego w latach 1979, 1989 (ROSTAŃSKI K. 1979, ROSTAŃSKI K. 1991b). Odwołując się do przeprowadzonych obserwacji z 1978 roku (ROSTAŃSKI K. 1979) porównano skład flory porostów epifitycznych występujących obecnie na badanych powierzchniach.

Dane dotyczące zawartości metali w drewnie sosny, odpowiadające nagromadzeniu metali w latach 1979, 1989, 2003 są rezultatem badań autorki przeprowadzonych w 2003 roku, a jedynie wspomniane lata wybrano dla ogólnej charakterystyki zmian, zachowując jednorodność okresu porównawczego zastosowanego w pracy.

Do roku 2003 pozostało w rejonie Huty 6 powierzchni (Ryc. 3.1), w których przeprowadzono badania będące podstawą niniejszej rozprawy. Powadzone obecnie analizy miały na celu porównanie aktualnego stanu fitocenoz borowych ze wcześniejszymi danymi obrazując zmiany, jakie zaszły w ciągu 24 lat od momentu rozpoczęcia programu badawczego. W tym celu wykonano badania opierając się na zastosowanych uprzednio metodach, oraz poszerzono zakres analiz o szczegółowe badania dendrometryczne, analizy chemiczne podłoża oraz statystyczne opracowanie wyników badań.

3.1 CHARAKTERYSTYKA POWIERZCHNI BADAWCZYCH

Badania florystyczno-ekologiczne przeprowadzono w latach 2001-2003 w obrębie, wytyczonych w latach siedemdziesiątych, stałych powierzchni badawczych. Wszystkie powierzchnie są kwadratami o boku 20 m, i powierzchni 400 m². W celu dokładniejszej




- - powierzchnie zlikwidowane przed 1989 rokiem
- - powierzchnie zlikwidowane po 1989 roku
- - istniejące obecnie powierzchnie

Ryc. 3.1. Rozmieszczenie stałych powierzchni badawczych wokół Huty Cynku w Miasteczku Śląskim (Mapa Topograficzna 1:50000, zmienione)

inwentaryzacji roślin każda powierzchnia została podzielona na 16 małych kwadratów o boku 5 m, uzyskując w ten sposób poletka 25 m². Na schematach przedstawiających poszczególne powierzchnie zaznaczono drzewostan, stosując umowny system znaków określających poszczególne gatunki drzew, wpisano składniki podszytu używając skrótów literowych, oraz zaznaczono występowanie wybranych, dominujących na poszczególnych powierzchniach, składników runa leśnego.

Dla określenia gatunków budujących drzewostan stosowano, podobnie jak we wcześniejszych badaniach, następujące symbole:

Pinus sylvestris – , *Picea abies* – , *Betula pendula* – .

Poszczególne gatunki podszytu oznaczono następującymi skrótami literowymi:

Bp – *Betula pendula*

Bpu – *Betula pubescens*

Fa – *Frangula alnus*

Pa – *Picea abies*

Ps – *Pinus sylvestris*

Pser – *Padus serotina*

Pt – *Populus tremula*

Qp – *Quercus petraea*

Qr – *Quercus robur*

Qru – *Quercus rubra*

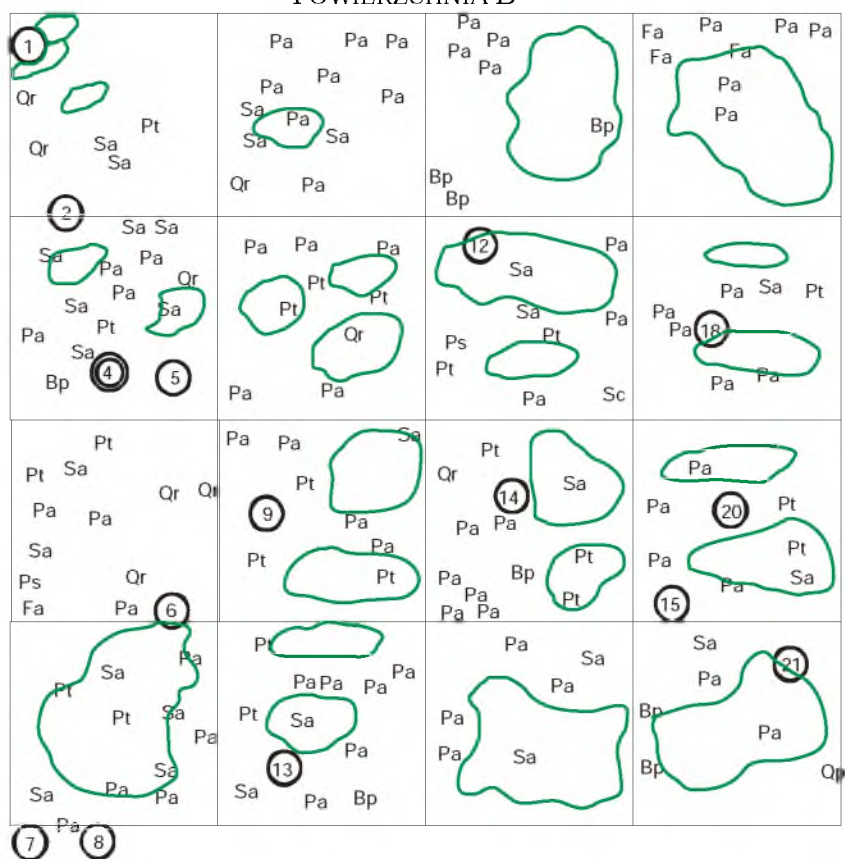
Sa – *Sorbus aucuparia*

Sc – *Salix caprea*

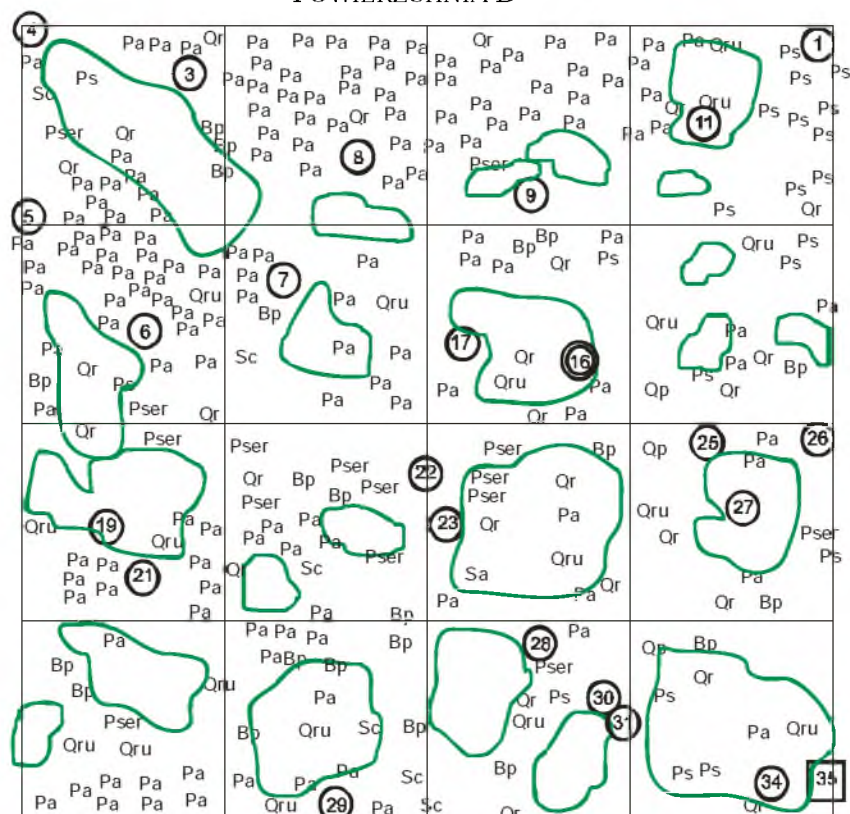
Powierzchnia B

Powierzchnia B została założona w 1975 roku w odległości około 5,8 km od emitora w kierunku wschodnim, na terenie Nadleśnictwa Świerklaniec (obręb Brynica: oddział 216d). Jest to obecnie powierzchnia badawcza najdalej usytuowana od Huty w Miasteczku Śląskim. Powierzchnia obejmuje fragment boru mieszanego (*Quercus robur*-*Pinetum* J.MAT. 1988) na siedlisku średniożywnym, wilgotnym. Na powierzchni występują gleby bielcowe piaszczyste luźne. Drzewostan obecnie buduje głównie sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*) w wieku ok. 110 lat z niewielką domieszką świerka (*Picea abies*) (Ryc. 3.2).

POWIERZCHNIA B



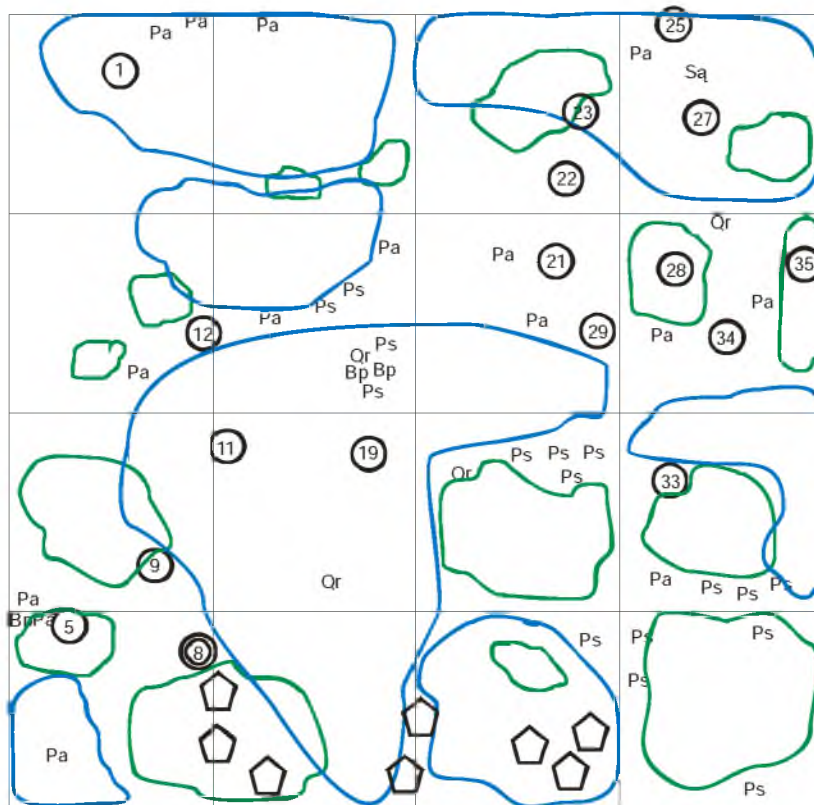
POWIERZCHNIA D



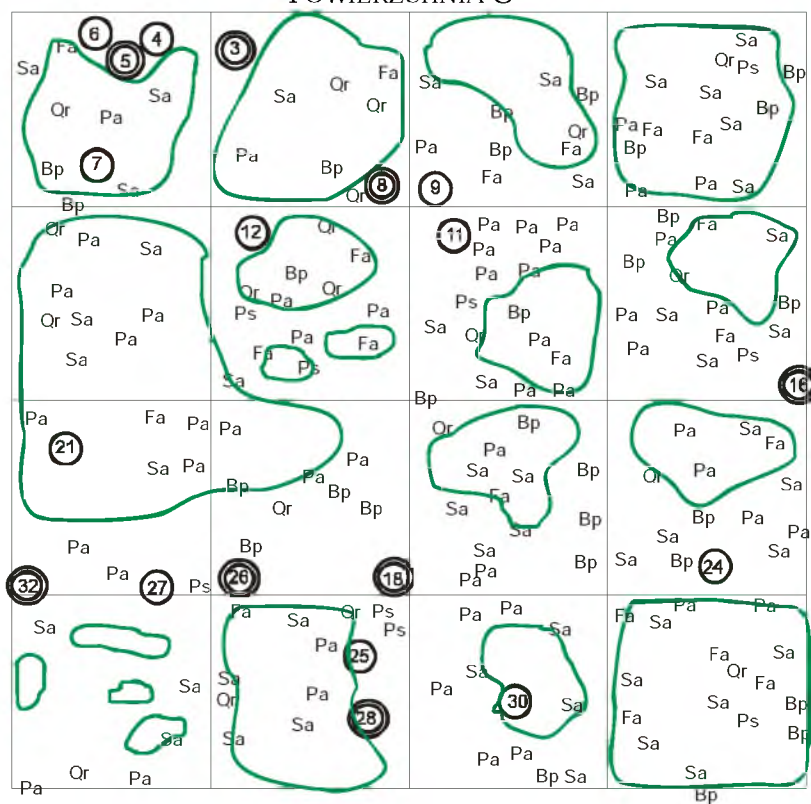
Ryc. 3.2. Schemat powierzchni B i D

Objaśnienia skrótów oraz symboli w tekście; występowanie *Vaccinium myrtillus* – linia zielona

POWIERZCHNIA F



POWIERZCHNIA G

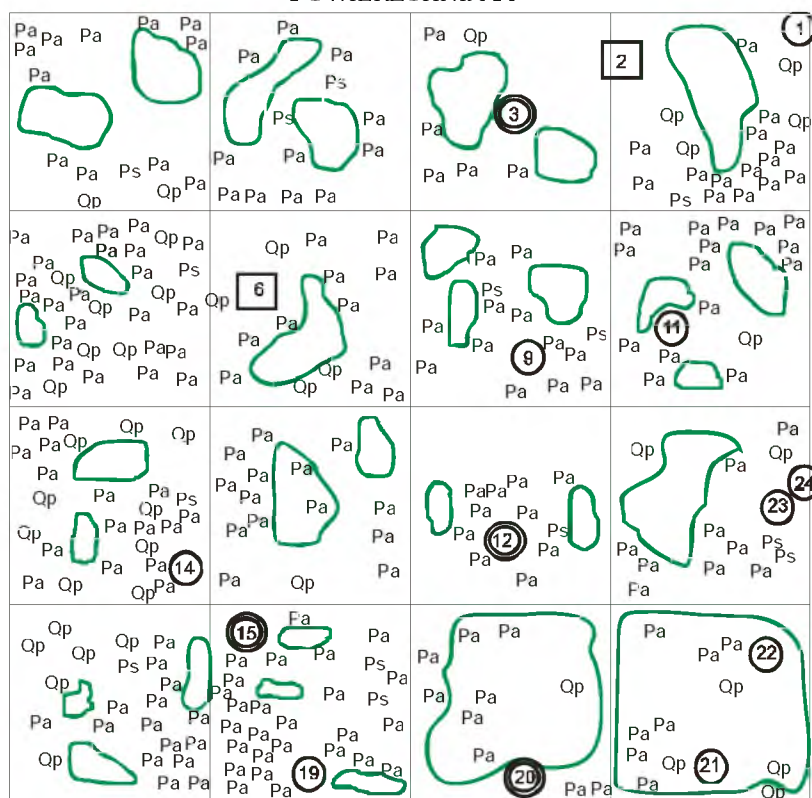


Ryc. 3.3. Schemat powierzchni F i G

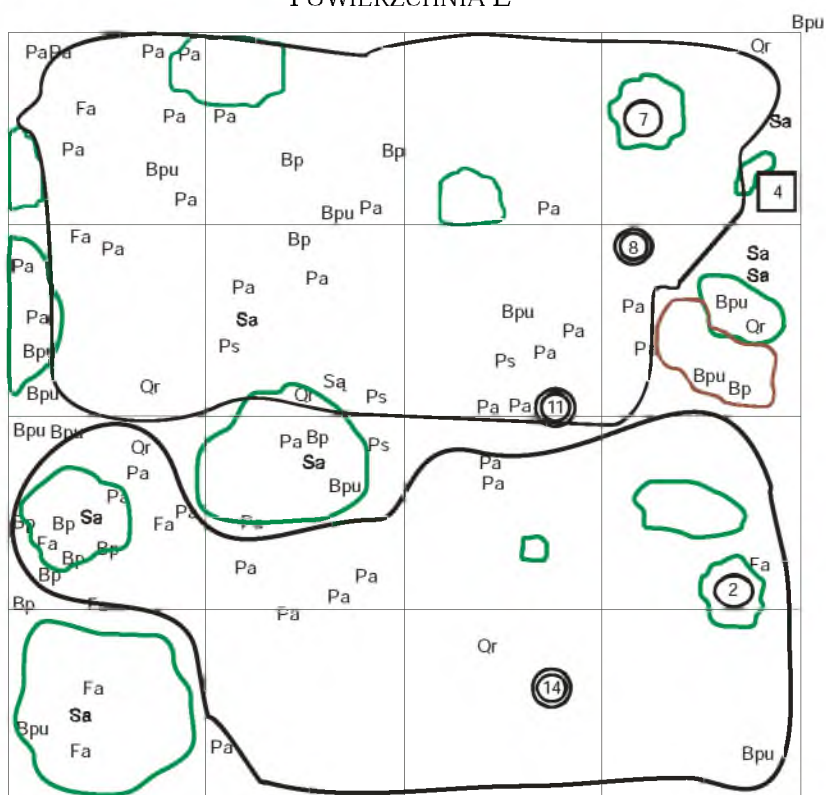
Objaśnienia skrótów oraz symboli w tekście; występowanie *Vaccinium myrtillus* – linia zielona, *Pteridium aquilinum* – linia niebieska, *Molinia coerulea* – symbol



POWIERZCHNIA K



POWIERZCHNIA L



Ryc. 3.4. Schemat powierzchni K i L

Objaśnienia skrótów oraz symboli w tekście; występowanie *Calamagrostis epigejos* – linia czarna, *Vaccinium myrtillus* – linia zielona, *Stelaria longifolia* – linia brązowa

Powierzchnia D

Powierzchnia D zlokalizowana jest w najbliższym sąsiedztwie Huty, na terenie lasów ochronnych o III stopniu uszkodzenia przez przemysł. Została założona w 1975 roku w odległości około 1,4 km w kierunku północno-zachodnim od emitora, na terenie Nadleśnictwa Świerklaniec (obręb Żyglinek: oddział 136a). Badana powierzchnia to fragment boru mieszanego świeżego (*Quercus robur-Pinetum* J.MAT.1988) występujący na siedlisku średniożytnym, wilgotnym. Aktualnie drzewostan powierzchni D, w wieku około 70 lat, składa się głównie z sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris*) z niewielką domieszką brzozy (*Betula pendula*) (Ryc.3.2).

Powierzchnia F

Powierzchnia F znajdująca się w odległości około 2,6 km od Huty w kierunku wschodnim na terenie Nadleśnictwa Świerklaniec (obręb Brynica: oddział 224f), została założona w borze sosnowym świeżym (*Leucobryo-Pinetum* W.MAT.(1962)1973) w 1975 roku. Analizowana powierzchnia zajmuje siedliska ubogie na glebach bielcowych piaszczystych luźnych. Obecnie około 75 letni drzewostan buduje głównie sosna pospolita (*Pinus sylvestris*) z domieszką świerka (*Picea abies*) (Ryc.3.3).

Powierzchnia G

Założona w 1975 roku na siedlisku średnio żyznym powierzchnia G obejmuje fragment boru mieszanego (*Quercus robur-Pinetum* J.MAT. 1988). Zlokalizowana jest 2,8 km na zachód od emitora na terenie Nadleśnictwa Świerklaniec (obręb Świerklaniec: oddział 17j). Drzewostan, w takcie aktualnych badań w wieku ok. 100 lat, charakteryzuje się zdecydowaną dominacją *Pinus sylvestris*, osiągając dziewięćdziesięcioprocentowe zwarcie (Ryc.3.3).

Powierzchnia K

Założona w 1976 roku w obrębie bagienno-borowego trzcinnikowego (*Calamagrostis villosae-Pinetum* STASZK. 1958) powierzchnia K znajduje się na terenie nadleśnictwa Świerklaniec (obręb Żyglinek, oddział 119h) w odległości około 2,4 km na północny zachód od emitora. W 2003 roku drzewostan powierzchni K – w wieku ok. 90 lat – zbudowany jest głównie z *Pinus sylvestris*, domieszkowo w fitocenozie tego zespołu występuje *Picea abies* i *Betula pendula* (Ryc.3.4).

Powierzchnia L

Powierzchnia L (Ryc.3.4) założona w 1976 roku w odległości około 3,8 km na zachód od Huty, znajduje się na terenie Nadleśnictwa Świerklaniec (Obręb Świerklaniec oddział 35c). Powierzchnia obejmuje fragment lasów ochronnych II stopnia uszkodzenia przez przemysł, reprezentujący fitocenozy zespołu boru wilgotnego (*Calamagrostio villosae-Pinetum* STASZK. 1958). Spośród analizowanych stałych powierzchni badawczych, drzewostan sosnowy powierzchni L jest najstarszy osiągając obecnie wiek około 135 lat.

3.2 METODY BADAŃ TERENOWYCH

Skład gatunkowy flory

Podczas badań terenowych wykonywanych na stałych powierzchniach w latach 2001-2003 analizowano skład gatunkowy pokrywy roślinnej oraz występowanie poszczególnych gatunków. Dane zgromadzono w postaci spisów florystycznych, zbiorów okazów zielnikowych oraz graficznych schematów powierzchni, odzwierciedlających udział podrostu oraz pokrycie poszczególnych gatunków.

Przy oznaczaniu zebranego materiału florystycznego korzystano z następujących kluczy: „Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski Niżowej” (RUTKOWSKI 1998), „Rośliny Polskie” (SZAFER i in. 1986), „Exkursionsflora von Deutschland” (ROTHMALER 1995) oraz opracowań dendrologicznych „Dendrologia” (SENETA, DOLATOWSKI 2000), „Atlas i klucz. Drzewa i krzewy” (ROSTAŃSKI K., ROSTAŃSKI K.M. 1999).

Aktualną nomenklaturę roślin naczyniowych oraz rodzin przyjęto za „Flowering plants and pteridophytes of Poland a Checklist” (MIREK i in. 2002).

Porosty weryfikował dr hab. S. Sokół (Uniwersytet Opolski), a obowiązującą nomenklaturę podano za następującymi publikacjami: „Porosty Polskie” (NOWAK, TOBOLEWSKI 1975), „The lichens, lichenicolous and allied fungi of Poland – an annotated checklist” (FAŁTYNOWICZ 2003).

Nomenklaturę materiału briologicznego oznaczonego przez dr B. Fojcik (Uniwersytet Śląski), podano w oparciu o „Census catalogue of Polish mosses” (OCHYRA, ŻARNOWIEC 2003), oraz „Flora słodkowodna Polski. Hepaticae. Bryophyta II” (GROCHOWSKA 1971).

Zgromadzony w trakcie badań terenowych materiał zielnikowy złożono w Pracowni Dokumentacji Botanicznej i Herbarium Katedry Botaniki Systematycznej, Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytetu Śląskiego (KTU).

Analiza form życiowych oraz wymagań siedliskowych

Oznaczone taksony roślin naczyniowych analizowano pod względem udziału form życiowych, a także wymagań siedliskowych na podstawie wybranych wskaźników ekologicznych.

Analizę form życiowych oparto na klasyfikacji Raunkiaera korzystając z opracowań: „Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski Nizowej” (RUTKOWSKI 1998), „Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski” (ZARZYCKI i in. 2002). Gatunki klasyfikowano do następujących grup:

- F** – fanerofity;
- T** – terofity;
- G** – geofity;
- Ch** – chamefity zdrewniałe;
- H** – hemikryptofity.

Klasyfikacje wymagań siedliskowych przyjęto za ELLENBERGIEM (1992), brakujące dane uzupełniano z opracowania KLOTZA i in. (2002). Określono następujące wskaźniki ekologiczne:

L – wskaźnik świetlny

- 1 – głęboki cień
- 3 – umiarkowany cień
- 5 – półcień
- 7 – umiarkowane światło (półświatło)
- 8 – pełne światło (światłolubne)
- 9 – silne światło
- (wskaźniki 2, 4, 6 określają wartości pośrednie między wskaźnikami wyższej i niższej rangi.)

T – wskaźnik temperatury

- 1 – zimne stanowiska (wysokogórskie)
- 3 – chłodne stanowiska
- 5 – średnio ciepłolubne
- 7 – ciepłolubne
- 9 – skrajnie ciepłolubne
- (wskaźniki 2, 4, 6, 8 określają wartości pośrednie między wskaźnikami wyższej i niższej rangi.)

W – wskaźnik wilgotności gleby

- 1 – wyraźnie sucholubne
- 3 – sucholubne
- 5 – średnio wilgotne podłoże
- 7 – wilgociolubne (nie mokre)
- 9 – wyraźnie wilgociolubne
- (wskaźniki 2, 4, 6, 8 określają wartości pośrednie między wskaźnikami wyższej i niższej rangi.)

N – wskaźnik trofizmu

1 – skrajnie ubogie gleby

3 – ubogie gleby

5 – umiarkowanie ubogie gleby

7 – zasobne gleby

9 – bardzo zasobne gleby

(wskaźniki 2, 4, 6, 8 określają wartości pośrednie między wskaźnikami wyższej i niższej rangi.)

R – wskaźnik kwasowości gleby

1 – wyraźnie kwaśne podłoże,

3 – kwaśne podłoże

5 – umiarkowanie kwaśne podłoże

7 – słabo kwaśne – słabo zasadowe (obojętne)

9 – zasadowe, wapienne podłoże

(wskaźniki 2, 4, 6, 8 określają wartości pośrednie między wskaźnikami wyższej i niższej rangi.)

Diagnoza florystyczno-dynamiczna zbiorowisk

Dynamikę florystyczną oraz zachodzące w badanych fitocenozach procesy określono na podstawie wyróżnienia 6 grup gatunków odpowiadających możliwościom zachowania się roślin w określonym przedziale czasowym (FALIŃSKI 1991, 2001):

G1 – (perm.) gatunki permanentnie występujące od początku do końca obserwacji

G2 – (regress.) gatunki regresywne, tj. obecne jedynie na początku obserwacji

G3 – (progress.) gatunki progresywne, tj. pojawiające się w drugiej części lub pod koniec obserwacji

G4 – (reoccur.) gatunki powracające, tj. pojawiające się od czasu do czasu

G5 – (trans.) – gatunki przechodnie tj. pojawiające się na pewien okres i dłużej się utrzymujące

G6 – (ephem.) gatunki efemeryczne.

Udział wyróżnionych grup gatunków pozwolił na przedstawienie układu odzwierciedlającego spektrum florystyczno – dynamiczne badanych zbiorowisk.

Przynależność syntaksonomiczna

Skład ilościowy roślinności charakteryzowano przy pomocy metody fitosocjologicznej, oceniając udział poszczególnych gatunków warstwy drzew, krzewów, warstwy zielnej oraz mszystej stosując skalę BRAUN – BLANQUETA (1964). Dokładną wycenę udziału gatunków runa wykonywano w obrębie 16 części powierzchni badawczej, natomiast zbiorcze zdjęcie fitosocjologiczne wykonywano na całej powierzchni 400 m². Nazwy

zbiorowisk roślinnych oraz przynależność syntaksonomiczną gatunków przyjęto za „Przewodnikiem do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski” (MATUSZKIEWICZ 2001).

Kierunek zmian badanych fitocenoz borowych określano na podstawie udziału gatunków właściwych dla zespołów (E – eufitów) oraz gatunków obcych dla badanych siedlisk (A – allofitów) (OLACZEK 1974a).

Zastosowano również podział wyróżnionych klas roślinności na poszczególne grupy siedliskowe (MATUSZKIEWICZ 2001). Wyodrębniono:

- siedliska borowe (gatunki klasy: *Vaccinio-Piceetea*),
- siedliska zaroślowe (gatunki klas: *Quercio-Fagetea*, *Rhamno-Prunetea*, *Alnetea glutinosae*, *Trifolio-Geranietea*), oraz
- siedliska nieleśne (gatunki klas: *Epilobietea angustifolii*, *Molinio-Arrhenatheretea*, *Nardo-Calunetea*, *Stellarietea mediae*, *Festuco-Brometea*, *Koelerio-Corynephoretea*, *Phragmitetea*, *Artemisietea vulgaris*, *Scheuchzerio-Caricetea*, *Betulo-Adenostyletea*).

Badania dendrometryczne

W trakcie badań terenowych wykonano pomiary dendrometryczne mające na celu ukazanie zmian analizowanych drzewostanów sosnowych. Wysokość drzew mierzono wysokościomierzem optycznym SUUNTO PM-5/400 PC (PUCHALSKI, PRUSINKIEWICZ 1975), średnicę wszystkich drzew danej powierzchni obliczono na podstawie pomiarów pierśnicy w kierunkach N-S i E-W. Średnia arytmetyczna z tych dwóch pomiarów została uznana za rzeczywistą pierśnicę drzewa.

Pomiary pierśnicy i wysokości drzew posłużyły do obliczeń cech taksacyjnych drzewostanów, na podstawie zmierzonych danych wyznaczono empirycznie wielkości charakteryzujące poszczególne drzewostany (CZARNOWSKI 1978, WEINER 1999, EBIŚ 2001)

Mięszczość grubizny:

$$V = \alpha d^{\beta} (h - 1,3)^{\gamma}$$

V – objętość pni i gałęzi pojedynczego drzewa [m³]

d – pierśnica (średnica pnia na wysokości 1,3m) [m]

h – wysokość drzewa [m]

α, β, γ – współczynniki charakterystyczne dla gatunku

sosna : $\alpha = 1,43$

$\beta = 1,96$

$\gamma = 0,60$

średni błąd oszacowania = 3,1%

Pole powierzchni przekroju pierśnicowego drzew:

$$G = \frac{\pi}{4} \sum_{i=1}^N d_i^2$$

G – suma przekroju pierśnicowego drzew [m^2]

d_i – pierśnica pojedynczego drzewa [m]

N – liczba drzew na poszczególnych powierzchniach

Pole powierzchni przekroju pierśnicowego drzewostanów sosnowych badanych powierzchni obliczono jako sumę pól przekrojów drzew tworzących drzewostan tych powierzchni.

Pomiary dendrochronologiczne

W celu prześledzenia dynamiki przyrostu grubości oraz określenia wieku badanych drzewostanów sosnowych, w okresie spoczynku wegetacyjnego pobrano wywierty świdrem Presslera z rosnących na powierzchniach drzew sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.). Wywierty dordzeniowe pobierano z wysokości 1,3 m od strony północnej. Rdzenie wysuszono w temperaturze pokojowej i dokonano pomiarów szerokości słoików rocznych z dokładnością 0,01 mm, przy wykorzystaniu przyrostomierza BEPD5 firmy BIOTRONIK (ZIELSKI, KRAPIEC 2004). Analizie poddano pięcioletni przyrost na promieniu obliczony jako średnia arytmetyczna odłożonych słoików dla danego okresu w poszczególnych drzewach – rzeczywisty przyrost grubości. Wiek kulminacji przyrostu oszacowano na 10 lat (BOROWSKI 1974), wartość kulminacyjnego przyrostu grubości drzew obliczono ze wzoru (EBIŚ 2001 cyt. za CZARNOWSKIM 1978):

$$d_A = \frac{d_{1,3}}{\left\{1 - \left| \frac{a - A}{a + A} \right| \right\}}$$

Normalny roczny przyrost grubości drzew obliczono przy pomocy wzoru:

$$d_{1,3} = \bar{d}_A \left\{ 1 - \left| \frac{a - A}{a + A} \right| \right\}$$

d_A – przyrost grubości w kulminacji przyrostu (w wieku 10 lat)

$d_{1,3}$ – rzeczywisty przyrost grubości w wieku a (pomiar)

a – wiek drzewostanu

A – wiek kulminacji przyrostu grubości (10 lat).

W celu ukazania zmian przyrostu grubości drzew w badanych drzewostanach od momentu rozpoczęcia działalności przez Hutę, obliczono relatywny przyrost drzewostanu (ORZEŁ 1996). Dla każdego drzewa porównano przyrosty poszczególnych okresów pięcioletnich odłożonych w kolejnych latach działalności Huty: r1 – 1969-1973; r2 – 1974-1978; r3 – 1979-1983; r4 – 1984-1988; r5 – 1989-1993; r6 – 1994-1998; r7 – 1999-2003 z ostatnim pięcioleciem przed uruchomieniem zakładu r0 – 1964-1968, obliczając w ten sposób relatywną wielkość przyrostu poszczególnych drzew (Z_{ij}) w kolejnych okresach: r1, r2, r3, r4, r5, r6, r7:

$$Z_{ij} = \frac{r_{ij}}{r_{0,j}}$$

Z_{ij} – relatywna wielkość przyrostu drzewa

i – okres przyrostowy ($i=1,2,3,4,5,6,7,8$)

j – numer drzewa z pomierzonym przyrostem ($j=1,2,\dots,n$)

Następnie obliczono relatywny przyrost drzewostanów (Z_i) badanych powierzchni w kolejnych okresach przyrostowych (r1, r2, r3, r4, r5, r6, r7), jako średnia arytmetyczna obliczonych uprzednio relatywnych wielkości przyrostów poszczególnych drzew (Z_{ij}):

$$Z_i = \frac{\sum_{j=1}^n Z_{ij}}{n}$$

Z_i – relatywny przyrost drzewostanu

i – okres przyrostowy ($i=1,2,3,4,5,6,7,8$)

n – liczba prób – liczba drzew na powierzchni

Pobór prób glebowych

Glebę do analizy pobrano pod koniec sezonu letniego w 2003 roku z poziomu powierzchniowego – do głębokości 10 cm. Pojedyncze próbki pobierano z 3 losowo wybranych punktów badanych powierzchni. Próby pobrane w terenie pozostawiono w suchym, dobrze wentylowanym miejscu, aż do uzyskania tzw. powietrznie suchej masy. Wszystkich analiz dokonywano w trzech powtórzeniach.

3.3 METODY ANALIZ LABORATORYJNYCH

Badania laboratoryjne polegały na oznaczeniu zawartości metali ciężkich w drewnie sosny zwyczajnej oraz w glebie, a także na pomiarze pH gleby.

Analiza chemiczna drewna

W celu oznaczenia zawartości metali ciężkich w drewnie sosny zwyczajnej odwierty podzielono za pomocą skalpela na okresy 5-letnie. Z materiału, powstałego po zmieszaniu drewna (30-40 odwiertów) wysuszonego do stałej masy, przygotowano trzy naważki o masie 1 g. Naważki te mineralizowano w tyglach kwarcowych w temperaturze 460 – 480 °C. Uzyskany popiół rozpuszczono w 2 n HNO₃ i przesączono przez sączek twardy do kolb miarowych (25 ml). W przygotowanych roztworach oznaczono zawartość wybranych pierwiastków metodą absorpcyjnej spektrofotometrii atomowej aparatem AAS Unicam 939 Solaar. Jakość procedur analitycznych kontrolowano z użyciem próbek o znanym stężeniu określonego pierwiastka, dołączonych do każdej serii próbek materiału roślinnego (OSTROWSKA i in.1991).

Oznaczanie metali ciężkich w glebie

W celu oznaczenia zawartości ogólnej frakcji metali ciężkich w glebie sporządzono naważki 10-gramowe gleby, które zalano 100 ml 2 n HNO₃ i wytrząsano przez 1 godzinę. Po tym czasie próbki przesączono przez sączki twarde do kolbek miarowych. W tak przygotowanych roztworach oznaczano zawartość wybranych metali metodą absorpcyjnej spektrofotometrii atomowej na aparacie AAS 1-N (CARL ZEISS-JENA) (OSTROWSKA i in. 1991).

Pomiar pH gleby

Do oznaczenia odczynu gleby (kwasowość czynna) wykorzystano metodę potencjometryczną. Odczytu dokonano za pomocą pHmetru cyfrowego typu CP-125. Dziesięciogramowe naważki powietrznie suchej gleby zalano 25 ml wody dejonizowanej o pH = 7. Po upływie 24 godzin oznaczono pH gleby. Kalibrację elektrody przeprowadzono przy użyciu roztworu buforowego pH 7,0 i 5,0 (OSTROWSKA i in. 1991).

3.4 STATYSTYCZNE METODY OPRACOWANIA DANYCH

Różnice w składzie gatunkowym na stałych powierzchniach między latami przeanalizowano za pomocą nieparametrycznej analizy wariancji dla danych powtarzalnych – testem Friedmana. W tym celu za przypadki zależne wzięto pod uwagę mediany przedziałów procentowego pokrycia wartości w skali Braun-Blanqueta poszczególnych gatunków według schematu: r-0,1; +0,5; 1-5, 2-17,5; 3-37,5; 4-62,5; 5-87,5 (VAN DER MAAREL 1989). Dla porównań wielokrotnych – porównania w parach – użyto nieparametrycznego testu stosowanego po analizie Friedmana (SIEGEL, CASTELLAN 1988, GIRAUDOUX 2006).

Dla oceny istotności różnic w zawartości metali ciężkich pomiędzy latami użyto testu ANOVA dla danych powtarzalnych. Ponieważ surowe dane nie spełniały wymagań dla testów parametrycznych, dane transformowano poprzez logarytmowanie przy podstawie dziesiętnej. Jako testu *post-hoc* użyto testu Studenta dla danych zależnych z poprawką Bonferroniego dla k porównań; w tym wypadku wynosi ona $p < 0.0167$ (SOKAL, ROHLF 1995; ŁOMNICKI 2003). Różnice pH między latami oceniono za pomocą testu Friedmana.

Aby ocenić wpływ zawartości metali ciężkich w drewnie i pH na skład gatunkowy obliczono korelacje.

Upřednio zastosowano wskaźniki bogactwa i różnorodności gatunkowej Shannona-Wienera (SHANNON, WEAVER 1971), wskaźniki Hilla (HILL 1973): N_0 , N_1 , N_2 , wskaźnik jednorodności (równocенności) gatunkowej E (N_1/N_2) (LEGENDRE, LEGENDRE 1988). Obliczone wartości wskaźników odnoszą się do zdjęć fitosocjologicznych. Oprócz tego dokonano nietendancyjnej analizy zgodności DCA (Detrended Correspondence Analysis) (HILL, GAUCH 1980) z interpretacją siedliskową. Aby ocenić zależność składu gatunkowego od danych siedliskowych, wartości własne (eigenvalues) powierzchni dla dwóch pierwszych osi DCA, niosących najwięcej informacji o zmienności, skorelowano z danymi siedliskowymi. Natomiast dla oceny związku pomiędzy ilościowymi aspektami składu gatunkowego i danymi siedliskowymi zamiast wartości DCA użyto wyżej wspomnianych wskaźników. W obu przypadkach zastosowano nieparametryczny test – korelację sumy rang Spearmana, ponieważ pokrycia gatunków jak i obliczone na ich podstawie wskaźniki należą do skali porządkowej.

W celu porównania liczby gatunków odnawiających się w poszczególnych latach na danej powierzchni stworzono 6 polowe tablice kontyngencji i wyliczono statystykę G. Test G jest uważany za mniej konserwatywny niż podobny do niego, bardziej powszechny, test chi kwadrat (SOKAL, ROHLF 1995).

Natomiast dla oceny różnic w liczbie odnawiających się okazów wszystkich gatunków drzew na danej powierzchni zastosowano test Friedmana.

Dla określenia korelacji zawartości metali ciężkich w drewnie, glebie oraz opadzie metali stosowano korelację liniową Pearsona (dla danych z rozkładem normalnym) lub korelację Spearmana dla danych odbiegających od rozkładu normalnego. Różnice w zawartości poszczególnych metali na badanych powierzchniach porównano nieparametryczną analizą wariancji – testem Kruskala-Wallisa oraz testami *post-hoc* (SIEGEL, CASTELLAN 1988, SOKAL, ROHLF 1995; ŁOMNICKI 2003, GIRAUDOUX 2006). Dla oceny istotnych statystycznie różnic w zawartości metali w drewnie, glebie oraz opadzie pyłu stosowano test Studenta dla prób zależnych i niezależnych. Gdy jednorodność wariancji nie była spełniona stosowano test Cochran-Coxa (STANISZ 2001).

Przed wyborem powyższych testów normalność rozkładu sprawdzono przy użyciu testu Kołmogorova-Smirnova, a homogeniczność wariancji oceniono za pomocą testu Levene'a.

Analizę statystyczną danych przeprowadzono przy pomocy oprogramowania STATISTICA v.5.0 (StatSoft 1998), a także darmowego pakietu R (R Development Core Team 2006). Natomiast analizę numeryczną (DCA) wraz z jej graficzną prezentacją wykonano z użyciem programu komputerowego CANOCO for Windows v.4.5 (TER BRAAK, ŠMILAUER 2002).

4. WYNIKI

4.1 CHARAKTERYSTYKA FLORY BADANYCH POWIERZCHNI

Skład gatunkowy

W trakcie badań, prowadzonych na stałych powierzchniach badawczych w latach 2001-2003, stwierdzono występowanie 43 gatunków roślin naczyniowych (Załącznik Tabela 1., Tabela 4.2) należących do 35 rodzajów oraz 25 rodzin. Analizowane gatunki należą głównie do roślin okrytozalążkowych (38 gatunków), w tym znaczną przewagę wykazują rośliny dwuliścienne (30 gatunków) nad jednoliściennymi (8 gatunków). Rośliny nagozalążkowe oraz zarodnikowe charakteryzują się niewielkim udziałem we florze badanego terenu osiągając odpowiednio 5 i 7 procent ogólnej liczby gatunków.

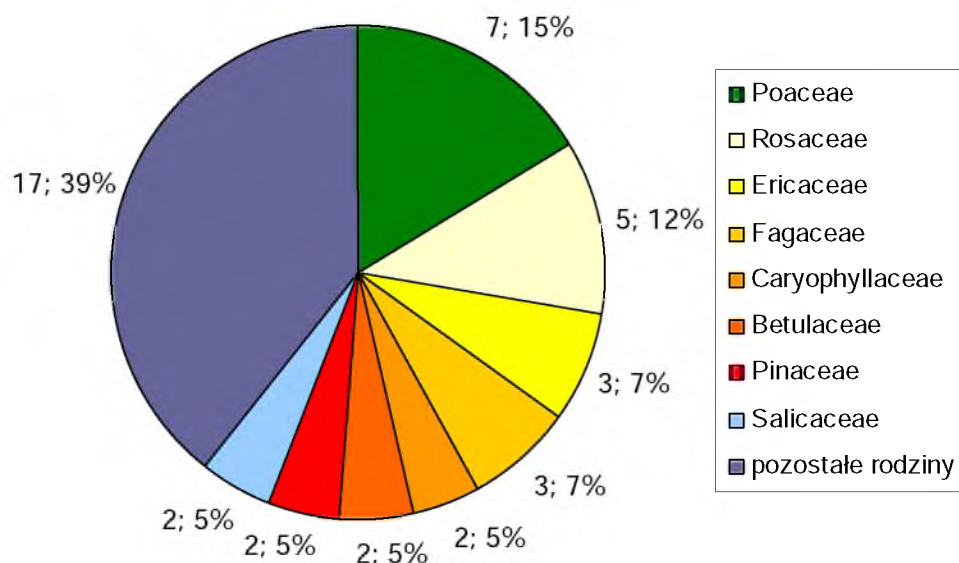
Skład gatunkowy badanych powierzchni charakteryzuje się niewielkimi różnicami, największą liczbę gatunków odnotowano na powierzchniach B oraz K, najbardziej ubogi skład flory występuje na powierzchni F (Tab. 4.1).

Tab. 4.1 Udział jednostek systematycznych we florze badanych powierzchni

Powierzchnia	gatunków	Liczba rodzajów	rodzin
B	29	24	17
D	28	21	14
F	17	16	12
G	23	17	12
K	29	24	17
L	28	24	16

Najliczniej reprezentowaną rodziną flory badanych powierzchni borowych jest rodzina *Poaceae* (7 gatunków), następnie rodzina *Rosaceae* (5), kolejne to *Ericaceae* oraz *Fagaceae* posiadające po 3 gatunki (Ryc.4.1). Rodziny reprezentowane przez 2 gatunki to: *Pinaceae*, *Betulaceae*, *Caryophyllaceae* oraz *Salicaceae*. Najliczniejszą grupę stanowią rodziny reprezentowane przez pojedyncze gatunki, są to: *Aceraceae*, *Aspidiaceae*, *Asteraceae*, *Athyridaceae*, *Brassicaceae*, *Cannabaceae*, *Hypolepidaceae*, *Juncaceae*, *Lamiaceae*, *Onagraceae*, *Orchidaceae*, *Oxalidaceae*, *Primulaceae*, *Rhamnaceae*, *Rubiaceae*, *Solanaceae*, *Ulmaceae* (Ryc.4.1- gruba „pozostałe rodziny”).

Obecnie na badanych powierzchniach do najbogatszych w gatunki rodzajów należą: *Vaccinium* oraz *Quercus* – 3 gatunki, po 2 gatunki występują w rodzajach: *Betula*, *Calamagrostis*, *Deschampsia*, *Rubus*.



Ryc. 4.1. Udział rodzin we florze badanych powierzchni w roku 2003.

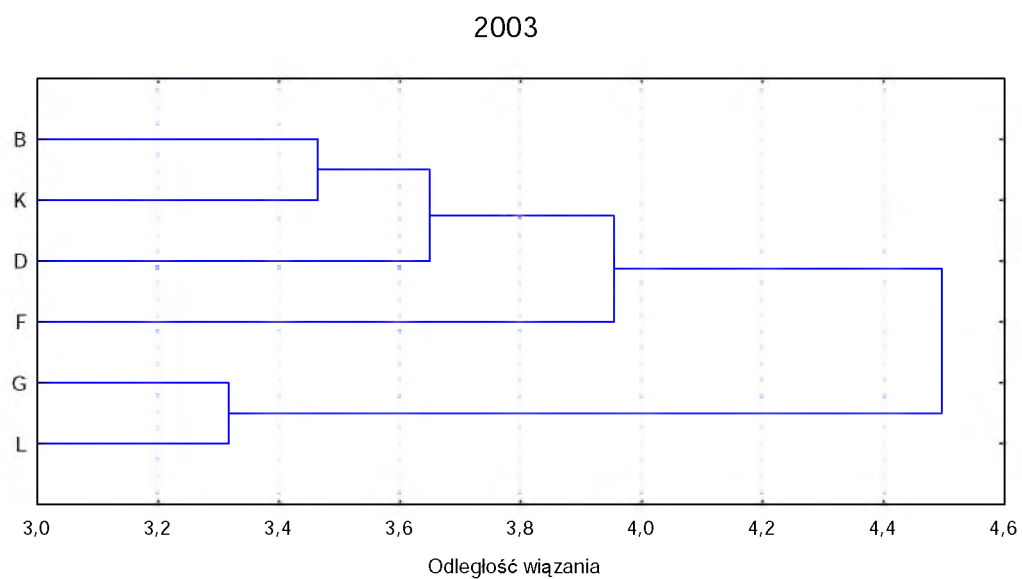
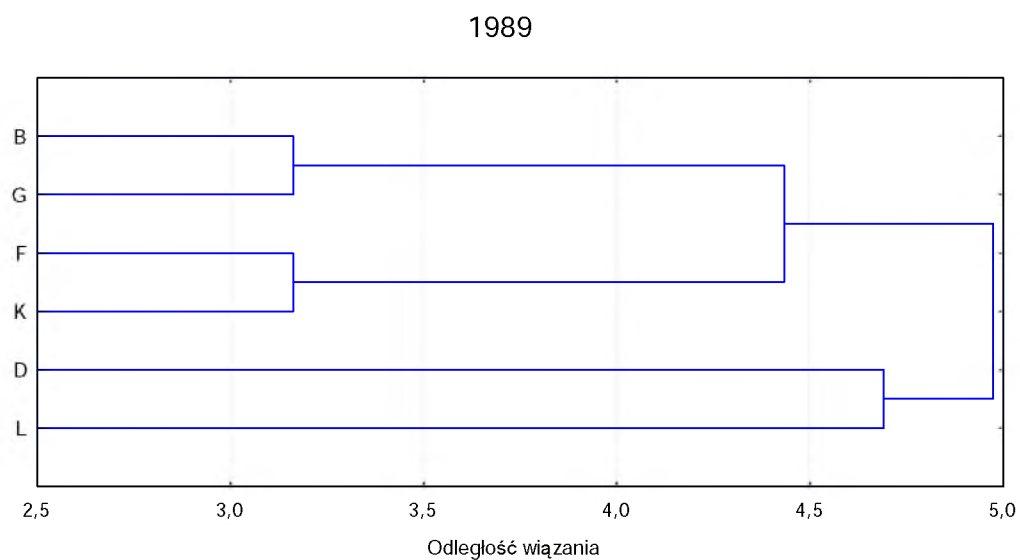
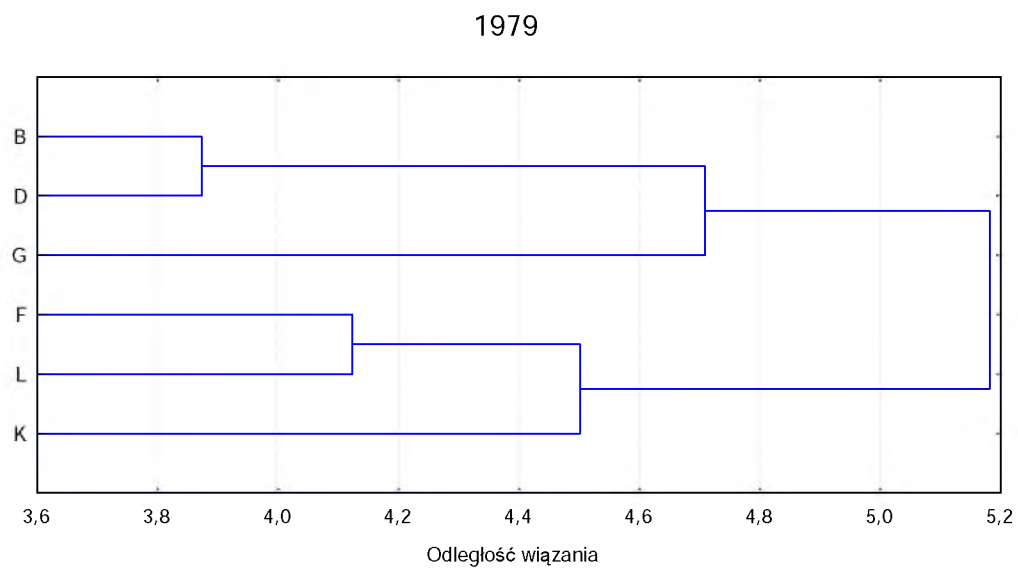
W porównaniu ze wcześniejszymi badaniami flory naczyniowej okolic Miasteczka Śląskiego z lat siedemdziesiątych oraz osiemdziesiątych wykonywanych w programie badawczym zaznacza się niewielki spadek liczby gatunków (Tab. 4.2).

Tab. 4.2. Porównanie udziału jednostek systematycznych we florze badanych powierzchni w latach 1979-2003.

Lata	gatunków	Liczba rodzajów	rodzin
1979	54	43	27
1989	51	38	23
2003	43	35	25

Pod względem liczebności gatunków w poszczególnych grupach systematycznych, najliczniej reprezentowaną rodziną w badaniach wcześniejszych były, podobnie jak obecnie, rodzina *Poaceae* oraz *Rosaceae*, natomiast do najbogatszych w gatunki rodzajów zaliczały się *Quercus*, *Calamagrostis*, *Poa* oraz *Salix*.

W celu określenia podobieństwa badanych powierzchni pod względem składu gatunkowego wykorzystano analizę skupień oraz współczynnik podobieństwa florystycznego Jaccarda (Ryc. 4.2).



Ryc. 4.2. Podobieństwo badanych powierzchni na podstawie składu gatunkowego w latach 1979-2003
(Diagram drzewa – aglomeracja: metoda Warda; odległość euklidesowa)

Na podstawie analiz składu gatunkowego stwierdzono znaczne zmiany podobieństwa florystycznego powierzchni w ciągu porównywanych lat.

W roku 1979 największe podobieństwo, na co wskazywały także najwyższe wartości współczynnika Jaccarda, cechowało powierzchnie B oraz D, a także F i L (Ryc. 4.2). Powierzchnie G oraz K charakteryzuje mniejsza ilość wspólnych gatunków z wyróżnionymi wcześniej parami.

W roku 1989 układ powierzchni zmienił się wyodrębniając dwie zbliżone pod względem składu florystycznego grupy – powierzchnie, B i G a także F i K (Ryc. 4.2). Wyraźnie odrębna jest para – powierzchni D i L, które charakteryzują się niewielkim podobieństwem z pozostałymi powierzchniami.

Aktualne badania wykazały zmiany będące następstwem wcześniej przedstawionych dendrogramów. W roku 2003 najwyższą wartość wskaźnika podobieństwa florystycznego stwierdzono między powierzchniami B i K (Ryc. 4.2), wynika stąd, że ich skład gatunkowy jest najbardziej do siebie zbliżony. Stosunkowo wysoką wartość analizowanego współczynnika stwierdzono także między powierzchniami B i D. Wyraźnie odrębną grupę, charakteryzującą się zbliżonym skład gatunkowym, stanowi obecnie para powierzchni G i L. Powierzchnia F, na której stwierdzono najmniejszą liczbę gatunków, zajmuje stosunkowo odległe miejsce w szeregu podobieństwa, na co wskazują także niskie wartości współczynnika Jaccarda pomiędzy powierzchnią F a pozostałymi powierzchniami.

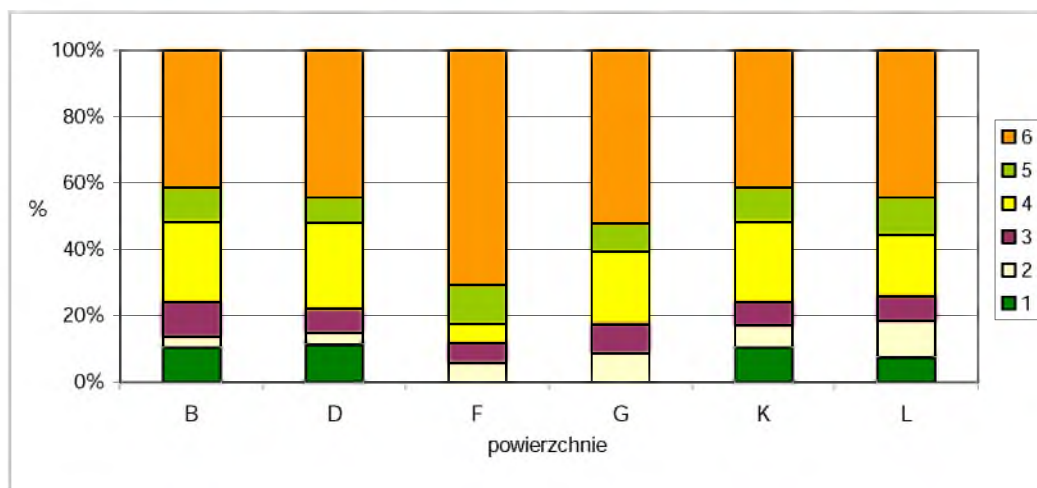
Częstość występowania gatunków na badanych powierzchniach

Gatunki roślin stwierdzone na badanych powierzchniach w 2003 roku występują w różnym stopniu częstości. Najliczniejszą grupę (12 gatunków) stanowią gatunki roślin o najwyższej frekwencji – stwierdzone na wszystkich powierzchniach (Ryc. 4.3, Tab 4.3). Nieco mniej liczna grupa (11 gatunków) to gatunki rzadkie, o pojedynczym miejscu występowania (Ryc. 4.3, Tab. 4.3).

Charakterystyka częstości występowania gatunków na badanych powierzchniach wykazała brak gatunków bardzo rzadkich na powierzchniach F oraz G. Interesujący jest również fakt występowania wysokiej liczby gatunków pospolitych, w stosunku do ogólnej liczby roślin notowanych na poszczególnych powierzchniach (Ryc. 4.3). Do gatunków tych należą wchodzące w skład warstwy drzew i krzewów badanych fitocenoz: *Pinus sylvestris*, *Picea abies*, *Quercus robur*, *Sorbus aucuparia*, *Betula pendula* oraz przedstawiciele runa leśnego: *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idea*, *Trientalis europaea*, *Agrostis capillaris*, *Deschampsia flexuosa*, *Dryopteris carthusiana*, *Calamagrostis epigejos* (Tab. 4.3).

Tab. 4.3. Częstość występowania gatunków flory naczyniowej na badanych powierzchniach w 2003 r.

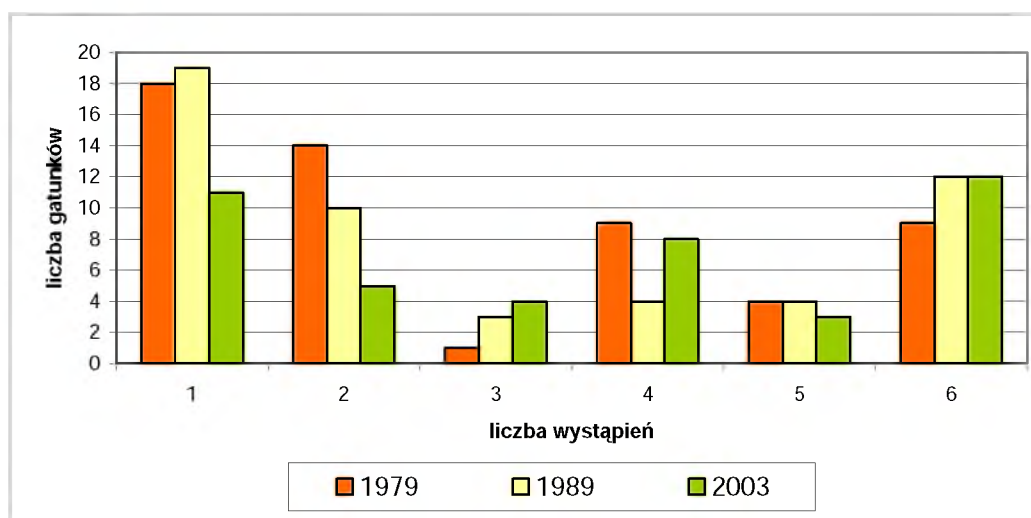
Nazwa gatunku	Powierzchnie	Częstość występowania
<i>Agrostis capillaris</i>		
<i>Betula pendula</i>		
<i>Calamagrostis epigejos</i>		
<i>Deschampsia flexuosa</i>		
<i>Dryopteris carthusiana</i>		
<i>Picea abies</i>	B D F G K L	6
<i>Pinus sylvestris</i>		
<i>Quercus robur</i>		
<i>Sorbus aucuparia</i>		
<i>Trientalis europaea</i>		
<i>Vaccinum myrtillus</i>		
<i>Vaccinum vitis – idaea</i>		
<i>Cardaminopsis halleri</i>	B D F K L	
<i>Rubus idaeus</i>	B D G K L	5
<i>Stellaria longifolia</i>	B F G K L	
<i>Athyrium filix - femina</i>	B G K L	
<i>Deschampsia caespitosa</i>	B D K L	
<i>Frangula alnus</i>	B D G L	
<i>Molinia caerulea</i>	D F K L	
<i>Populus tremula</i>	B D K L	4
<i>Quercus petraea</i>	B D G K	
<i>Quercus rubra</i>	B D G K	
<i>Rubus caesius</i>	B D G K	
<i>Betula pubesens</i>	D G L	
<i>Luzula pilosa</i>	B F K	3
<i>Oxalis acetosella</i>	B G L	
<i>Salix caprea</i>	B D K	
<i>Calamagrostis villosa</i>	G L	
<i>Geum urbanum</i>	K L	
<i>Padus serotina</i>	B D	2
<i>Poa annua</i> L.	G L	
<i>Pteridium aquilinum</i>	F K	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	D	
<i>Cerastium holosteoides</i>	B	
<i>Cirsium arvense</i>	K	
<i>Cruciata glabra</i>	B	
<i>Epilobium angustifolium</i>	K	
<i>Epipactis helleborine</i>	D	1
<i>Galeopsis tetrahit</i>	B	
<i>Solanum dulcamara</i>	L	
<i>Ulmus laevis</i>	K	
<i>Urtica dioica</i>	L	
<i>Vaccinium uliginosum</i>	D	



Ryc. 4.3. Frekwencja gatunków na poszczególnych powierzchniach w 2003 roku
1-gatunki występujące tylko na 1 powierzchni; 2,3,4,5,6-notowane odpowiednio na 2,3,4,5,6 powierzchniach.

Najrzadszymi gatunkami roślin spotykanymi tylko na pojedynczych powierzchniach są: na powierzchni B – *Cerastium holosteoides*, *Cruciata glabra*, *Galeopsis tetrahit*; na powierzchni D – *Acer pseudoplatanus*, *Epipactis helleborine*, *Vaccinium uliginosum*; natomiast *Cirsium arvense*, *Epilobium angustifolium*, *Ulmus laevis* – stwierdzono jedynie na powierzchni K oraz *Solanum dulcamara*, *Stellaria graminea*, *Urtica dioica* na powierzchni L (Tab. 4.3).

Porównanie składu gatunkowego oraz frekwencji gatunków w latach 1979-2003 pozwala stwierdzić podobną zależność udziału grup o największej oraz najmniejszej liczbie wystąpień na poletkach. Jednak aktualne badania wskazują na wyraźny spadek liczby gatunków bardzo rzadkich (gr.1-Ryc.4.4) oraz utrzymującą się tendencję spadkową gatunków rzadkich (gr.2-Ryc.4.4), natomiast liczba gatunków wspólnych dla wszystkich powierzchni (gr.6-Ryc.4.4) utrzymuje się na tym samym poziomie od 1989 roku.

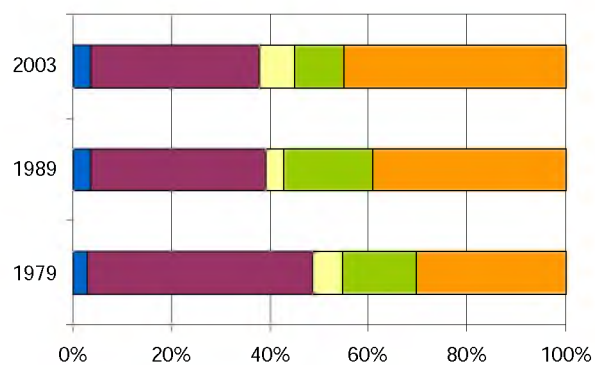


Ryc. 4.4. Frekwencja gatunków na badanych powierzchniach w latach 1979-2003.

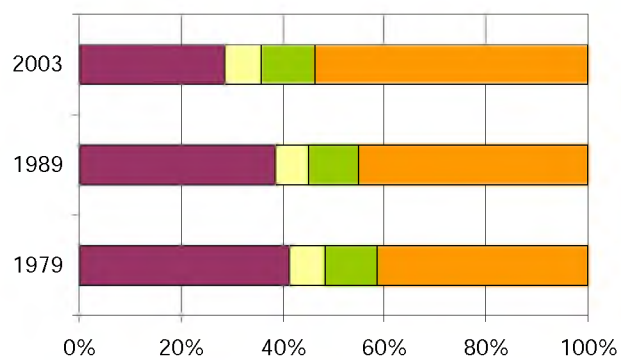
Udział form życiowych

Na podstawie analizy udziału we florze form życiowych Raunkiaera stwierdzono znaczny udział fanerofitów na badanych powierzchniach, które stanowią od 33 do 54 % wszystkich gatunków (Ryc. 4.5). Największy udział fanerofitów występuje na powierzchni D, natomiast najmniejszym ich udziałem charakteryzuje się powierzchnia F. Drugą najbardziej liczną grupą są hemikryptofity, które stanowią od 29 do 43 % składu flory na poszczególnych powierzchniach. Największy udział hemikryptofitów zanotowano na powierzchniach L (43%) oraz F (41%), w przeciwieństwie do powierzchni D gdzie udział roślin omawianej grupy jest niewielki (29%) (Ryc. 4.5). Najmniej liczną grupą są terofity spotykane jedynie na powierzchni B, a reprezentowane przez jeden gatunek – *Galeopsis terebinthifolia*. Geofity oraz chamefity charakteryzują się niewielkim udziałem na badanych powierzchniach, stanowiąc od 7 do 12 % ogólnej liczby roślin na powierzchniach (Ryc. 4.5).

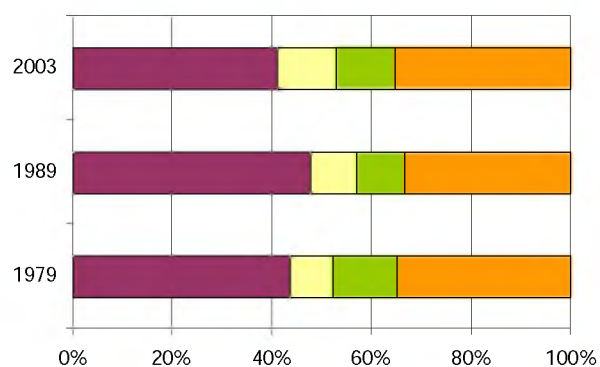
Porównanie spektrum form życiowych roślin notowanych w latach siedemdziesiątych oraz osiemdziesiątych z obecnymi badaniami pozwoliło na zaobserwowanie stopniowego zwiększania udziału fanerofitów na powierzchniach B, D, G oraz K, powierzchnia F nie wykazała istotnych zmian, natomiast jedynie powierzchnia L charakteryzuje się tendencją spadkową liczby fanerofitów. Podobnie jak wykazały obecne badania udział terofitów na badanych powierzchniach był znikomy (Ryc. 4.5). Początkowo notowane na powierzchniach G i L nie zostały w późniejszych badaniach potwierdzone, natomiast udział terofitów na powierzchni B wykazuje minimalne wahania. Większymi różnicami udziału charakteryzują się geofity, których liczba na powierzchniach B, F, G wzrasta, natomiast na powierzchni K wyraźnie się zmniejszyła. Liczba chamefitów zmienia się na badanych powierzchniach w niewielkim zakresie, jedynie na powierzchni B zaznacza się spadek o kilka procent. Wśród hemikryptofitów najmniejsze wahania, w ciągu analizowanych lat, występują na powierzchni K, natomiast powierzchnie B, D, F, G charakteryzują się wyraźnym spadkiem udziału hemikryptofitów (Ryc. 4.5). Liczba hemikryptofitów na powierzchni L uległa spadkowi 1989 roku i pozostaje na tym samym poziomie do chwili obecnej.



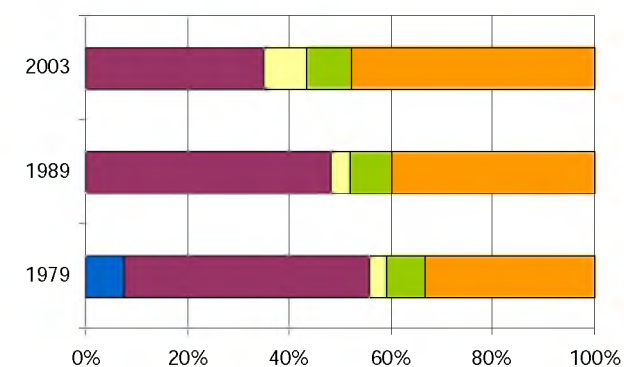
powierzchnia B



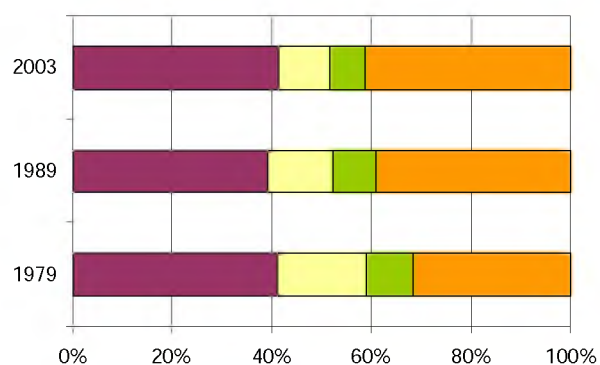
powierzchnia D



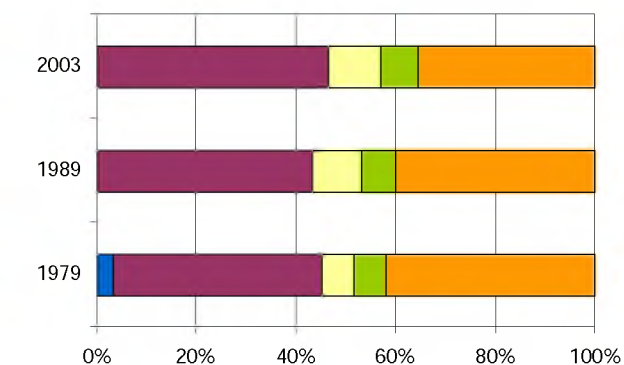
powierzchnia F



powierzchnia G



powierzchnia K



powierzchnia L

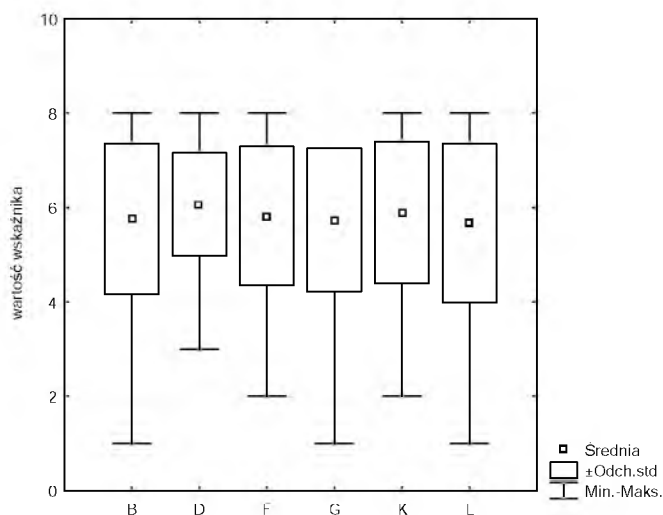


Ryc. 4. 5. Udział form życiowych na poszczególnych powierzchniach w latach 1979-2003

Spektrum ekologiczne badanych gatunków

Analiza składu flory pod względem wymagań siedliskowych na podstawie zastosowanych wskaźników ekologicznych Ellenberga nie wykazała bardzo wyraźnych różnic pomiędzy badanymi powierzchniami. Większość wskaźników charakteryzuje przewidywane wartości, jakie odpowiadają roślinom występującym na siedliskach borowych. Istotnym faktem jest natomiast znaczny udział gatunków o dużym zakresie tolerancji oraz pojedyncze przypadki notowania gatunków preferujących skrajne wartości analizowanych wskaźników.

Pod względem wymagań świetlnych roślin badanych powierzchni można stwierdzić, iż gatunki wchodzące w skład flory naczyniowej badanych obszarów cechuje szerokie spektrum tolerancji. Duży udział mają rośliny preferujące umiarkowane światło, na co wskazuje średnia wartość wskaźnika, osiągająca podobną wysokość na wszystkich badanych powierzchniach (Ryc. 4.6). Największe spektrum tolerancji świetlnej zaobserwowano na powierzchniach B o raz L, natomiast powierzchnia D charakteryzuje się występowaniem roślin o mniejszym zróżnicowaniu wskaźnika. Zrozumiałym faktem, związanym z warunkami siedliskowymi analizowanych powierzchni leśnych, jest brak roślin zajmujących stanowiska silnie nasłonecznione. Natomiast większy udział mają rośliny preferujące siedliska umiarkowanego cienia oraz gatunki cienioznośne.

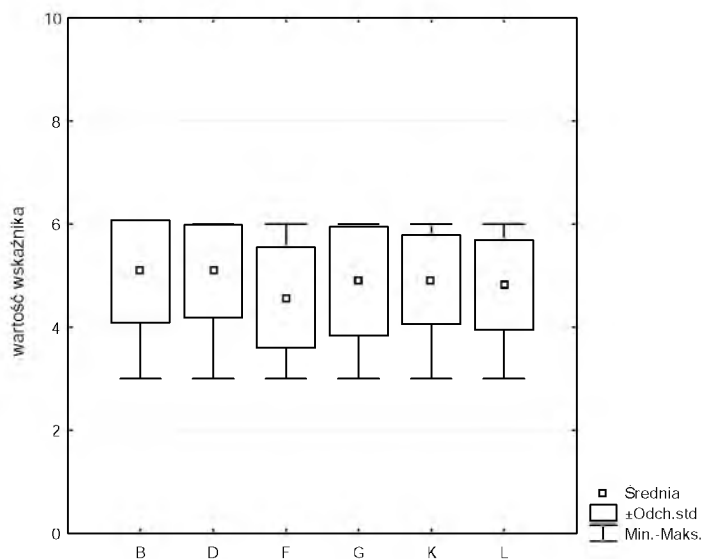


Ryc. 4.6. Tolerancja świetlna roślin na badanych powierzchniach

1-głęboki cień, 3-umiarkowany cień, 5-półcień, 7-umiarkowane światło, 8-pełne światło, 9-silne światło, wskaźniki 2,4,6 - wartości pośrednie między wskaźnikami wyższej i niższej rangi.

Charakterystyka wymagań termicznych badanych gatunków wykazała znacznie mniejszą tolerancję różnic temperatur, co jest związane również z warunkami siedliskowymi borów, w jakich prowadzone były badania. Na wszystkich badanych powierzchniach

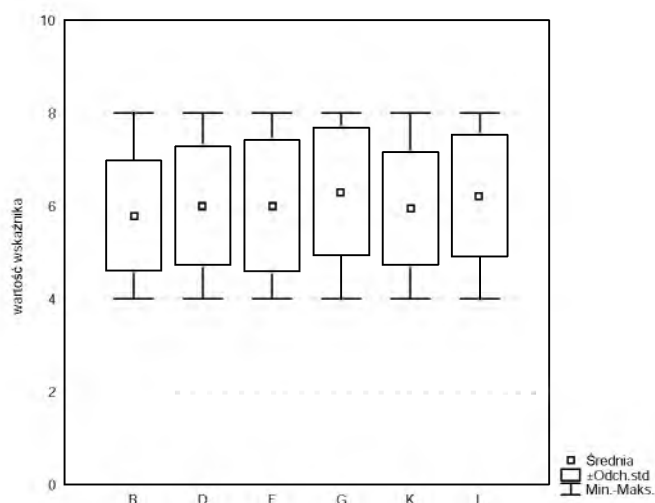
występują rośliny z zakresu siedlisk chłodnych oraz umiarkowanie ciepłych, ze znaczną dominacją gatunków średnio ciepłolubnych (Ryc.4.7).



Ryc. 4.7. Tolerancja termiczna roślin na badanych powierzchni

1-zimne stanowiska, 3-chłodne stanowiska, 5-średnio ciepłolubne, 7-ciepłolubne, 9-skrajnie ciepłolubne, wskaźniki 2,4,6 - wartości pośrednie między wskaźnikami wyższej i niższej rangi.

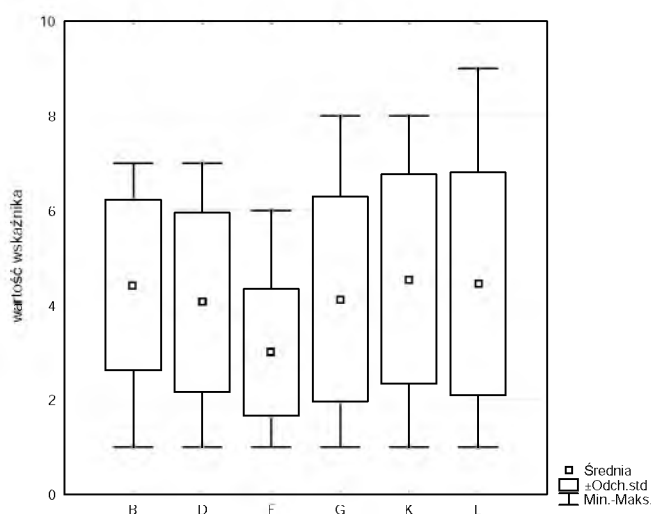
Wymagania siedliskowe dotyczące wilgotności gleby wykazują nieznaczne różnice osiągniętej średniej wartości wskaźnika w obrębie omawianych powierzchni (Ryc. 4.8). Analizowane gatunki charakteryzują się preferencją siedlisk umiarkowanie wilgotnych i wilgotnych. W składzie flory nie zanotowano gatunków zasiedlających skrajnie różniące się wilgotnością podłoża (gleby suche a także wyraźnie wilgotne).



Ryc. 4.8. Tolerancja roślin względem wilgotności gleby

1-wyraźnie sucholubne, 3-sucholubne, 5-średnio wilgotne podłoże, 7-wilgociolubne, 9-wyraźnie wilgociolubne, wskaźniki 2,4,6 - wartości pośrednie między wskaźnikami wyższej i niższej rangi.

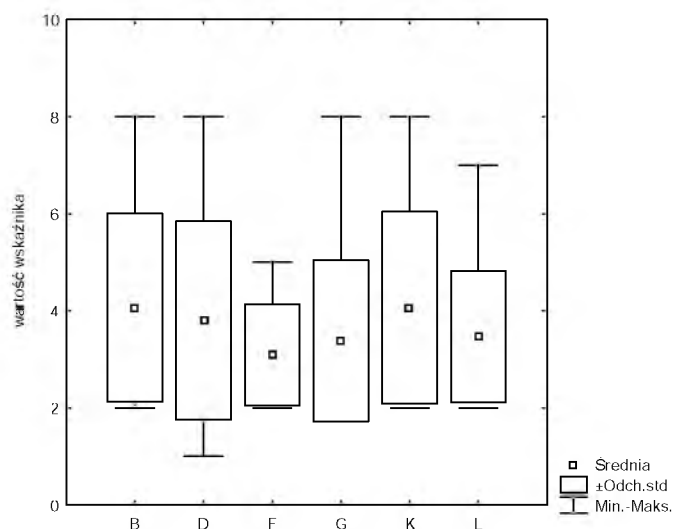
Analiza flory badanych powierzchni pod względem wymagań dotyczących zasobności zajmowanych siedlisk wykazała dość szerokie spektrum tolerancji gatunków (Ryc. 4.9). Największe zróżnicowanie wymagań troficznych zaobserwowano na powierzchni L, natomiast powierzchnia F charakteryzuje się występowaniem roślin o najmniejszym zróżnicowaniu wskaźnika. Wśród analizowanych gatunków na badanych powierzchniach, w niewielkich ilościach (1-2 gatunki), występują rośliny tolerujące skrajnie ubogie jak i bardzo zasobne podłoża. Większy udział gatunków zasiedlających ubogie gleby zanotowano na powierzchniach D, F oraz L, natomiast rośliny gleb zasobnych dominują na powierzchniach K, B.



Ryc. 4.9. Tolerancja roślin względem zasobności gleby

1-skrajnie ubogie gleby, 3-ubogie gleby, 5-umiarkowanie ubogie gleby, 7-zasobne gleby, 9-bardzo zasobne gleby, wskaźniki 2,4,6 - wartości pośrednie między wskaźnikami wyższej i niższej rangi.

Analiza spektrum wymagań dotyczących odczynu podłoża wśród gatunków występujących na badanych powierzchniach wykazała wyraźną preferencję kwaśnych gleb. Najszerszą amplitudę wymagań prezentują gatunki występujące na powierzchni D, natomiast powierzchnia F charakteryzuje się występowaniem gatunków o znacznie węższym spektrum wymagań (Ryc. 4.10.). Gatunki o preferencjach obojętnego lub lekko zasadowego podłoża stanowią na badanych powierzchniach nieliczną grupę, jednak największe ich nagromadzenie zaobserwowano na powierzchni D. Również na powierzchni D występuje jedyny gatunek tolerujący wyraźnie kwaśne podłoża – *Vaccinium uliginosum*. Największy procent stanowią rośliny o wymaganiach zdecydowanie kwaśnego podłoża.

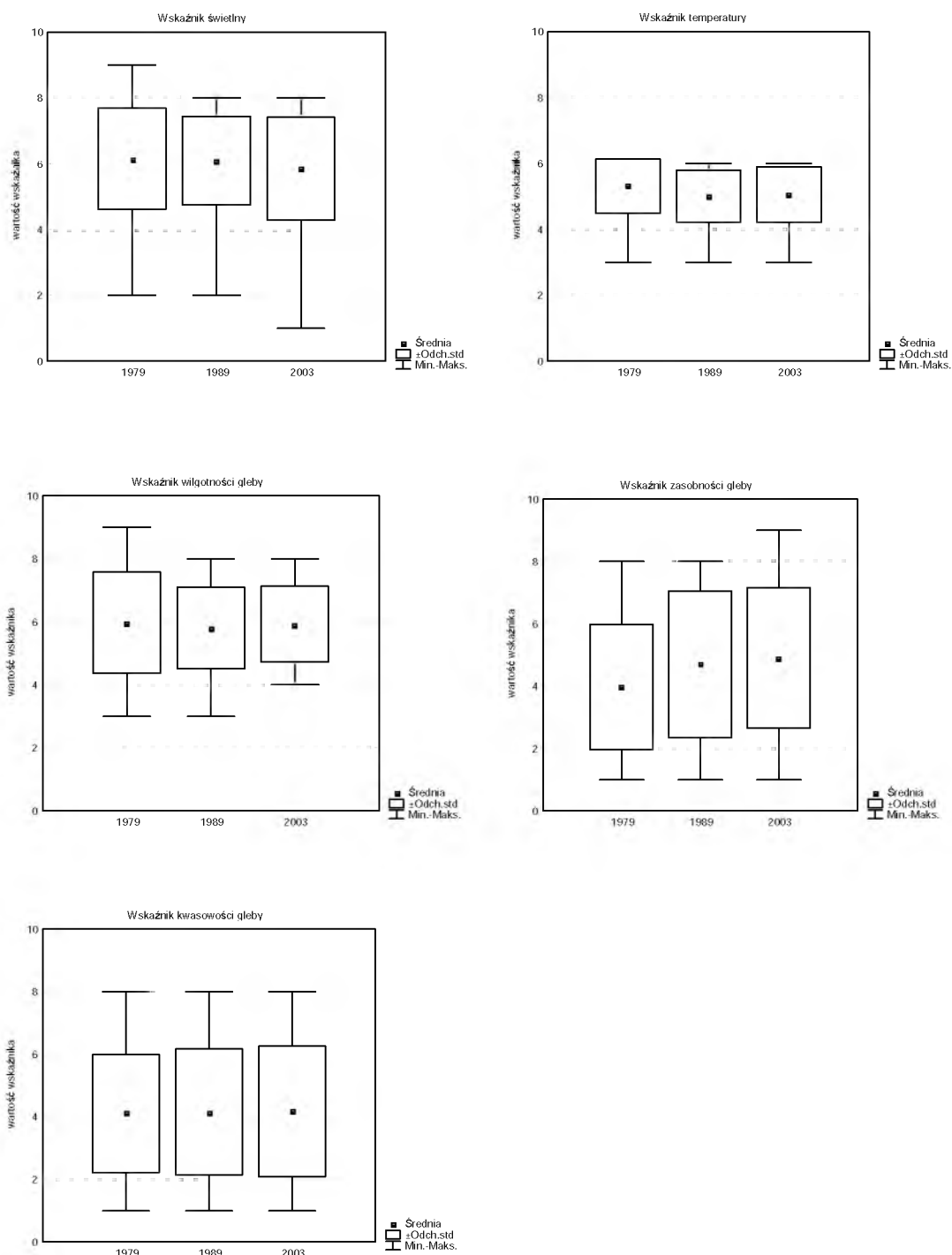


Ryc. 4.10. Tolerancja roślin względem kwasowości gleby

1-wyraźnie kwaśne podłoże, 3-kwaśne podłoże, 5-umiarkowanie kwaśne podłoże, 7-obojętne podłoże, 9-zasadowe, wapienne podłoże, wskaźniki 2,4,6 - wartości pośrednie między wskaźnikami wyższej i niższej rangi.

Analiza porównawcza wymagań siedliskowych flory naczyniowej notowanej obecnie w okolicach Miasteczka Śląskiego ze wcześniejszymi badaniami wykazuje nieznaczne różnice osiąganych wartości niektórych wskaźników ekologicznych (Ryc. 4.11).

Najmniej istotne zmiany zaobserwowano w obrębie wskaźników tolerancji termicznej oraz preferencji wobec odczynu podłoża. W przypadku wymagań termicznych gatunki wykazują wąską amplitudę wymagań, a średnia wartość wskaźnika określa siedliska umiarkowanie ciepłe. Wskaźnik kwasowości podłoża w ciągu analizowanych lat pozostaje niemal na tym samym poziomie, utrzymując charakterystykę kwaśnego odczynu gleby panującego na analizowanych siedliskach. Średnia wartość wskaźnika dotyczącego wymagań świetlnych nieznacznie się obniżyła w porównaniu do poprzednich okresów, natomiast zwiększyło się spektrum tolerancji świetlnej badanych roślin. Większa amplituda wymagań, w porównaniu do lat ubiegłych, cechuje również badaną florę naczyniową pod względem zapotrzebowania troficznego, wyraźnie zaznacza się tendencja wzrostu także średniej wartości wskaźnika. Analiza flory pod względem preferencji wilgotności gleby wykazała niewielkie wahania, natomiast wyraźnie zmniejszył się zakres tolerancji wilgotnościowej gatunków występujących na badanych powierzchniach.



Ryc. 4.11. Spektrum tolerancji siedliskowych gatunków występujących na badanych powierzchniach w latach 1979-2003

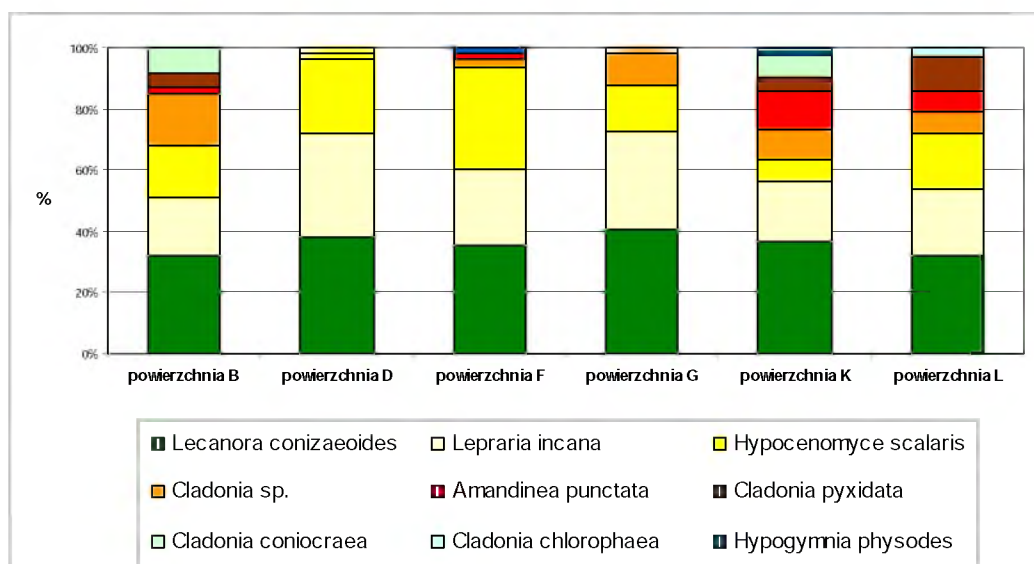
Dokładne objaśnienia wartości poszczególnych wskaźników przy poprzednich rycinach.

Skład flory porostów epifitycznych oraz mszaków

Skład flory porostów epifitycznych oraz mszaków występujących na badanych powierzchniach jest zróżnicowany, charakterystyczną cechą jest występowanie jednego gatunku dominującego w fitocenozach oraz kilku gatunków rzadko spotykanych.

Na badanych powierzchniach opisano 9 gatunków porostów epifitycznych (Załącznik Tab 2, Ryc.4.12.) występujących w różnych stopniach częstości.

Najbogatszą powierzchnią pod względem liczby porostów jest powierzchnia K (8 gatunków), kolejne to powierzchnia B oraz L (7), do powierzchni o mniejszej liczbie gatunków zaliczyć można powierzchnię F (6), najmniej porostów występuje na powierzchniach D oraz G (5 gatunków). Wśród omawianych porostów najliczniejszym gatunkiem, występującym na wszystkich drzewach badanych powierzchni jest *Lecanora conizaeoides*. Znaczny udział mają również *Lepraria incana*, *Hypocenomyce scalaris* oraz *Cladonia sp.* występujące na mniejszej liczbie drzew, jednak na wszystkich analizowanych powierzchniach. Najmniej licznymi gatunkami występującymi na badanych powierzchniach są notowane sporadycznie *Cladonia chlorophaea* na jednej powierzchni, oraz *Hypogymnia physodes*, na dwóch powierzchniach.



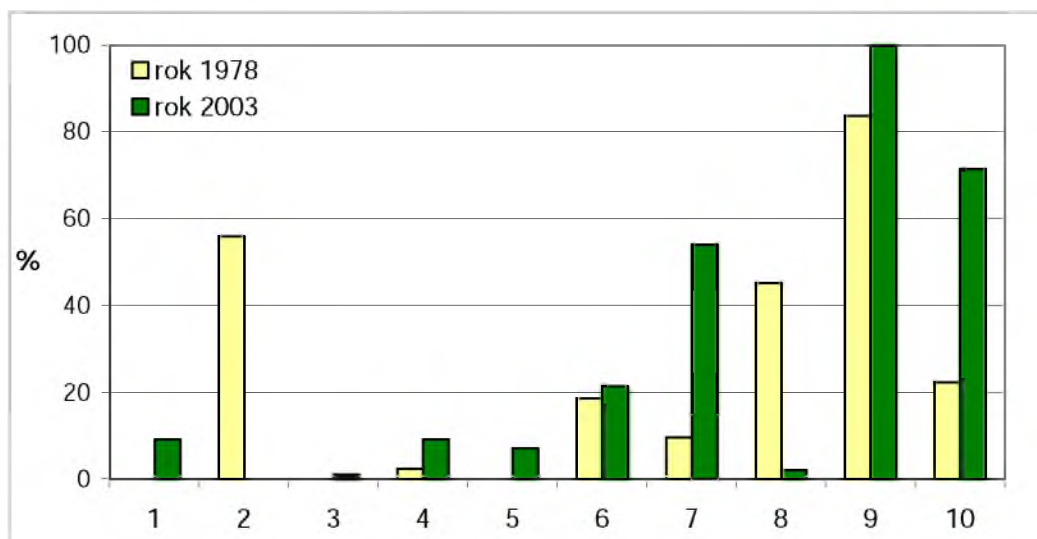
Ryc. 4.12.. Procentowy udział porostów występujących na poszczególnych powierzchniach.

Analizowane gatunki porostów pokrywają pnie drzew do różnych wysokości. Najwyżej, do 5 metrów, sięgają plechy *Lecanora*, *Lepraria incana*, oraz *Hypocenomyce scalaris*. Osiedlanie się epifitów w niższych partiach pni, miejsc, w których korzystają z wody pochodzącej z parowania dna lasu charakteryzuje plechy porostów z rodzaju *Cladonia*. Istotnym faktem są

także znaczne odstępstwa od prawidłowej budowy anatomicznej poszczególnych porostów, szczególnie u okazów z rodzaju *Cladonia*, gdzie plecha ograniczona do formy pierwotnej, uniemożliwia określenie dokładnej przynależności gatunkowej w obrębie rodzaju. Większość porostów charakteryzuje się znacznym stopniem degradacji plech, wyrażającym się zmniejszaniem ich rozmiarów – obserwowanym u *Hypogymnia physodes*, sorediowaceniem, rozpadem plechy, degeneracją podecjów u analizowanych gatunków rodzaju *Cladonia*, a także zmianą barwy plech, najczęściej, poprzez ich szarzenie.

W porównaniu z badaniami flory porostów epifitycznych okolic Miasteczka Śląskiego z lat siedemdziesiątych nieznacznie wzrosła liczba gatunków (Ryc. 4.13). We wcześniejszych badaniach nie zanotowano występowania gatunków *Cladonia chlorophaea*, *Cladonia pyxidata* oraz *Amandinea punctata*. Natomiast aktualne badania nie potwierdzają występowania jednego z liczniejszych ówczynie gatunków *Bacidia chlorococca*.

Na podstawie porównania aktualnego udziału gatunków na badanych powierzchniach z danymi z lat siedemdziesiątych i osiemdziesiątych stwierdzono zmiany udziału poszczególnych gatunków. Jedynym porostem, którego występowanie zmniejszyło się jest *Hypogymnia physodes*, natomiast znacznie wzrósł udział takich gatunków jak *Lepraria incana*, oraz *Hypocenomyce scalaris*. Dominującą pozycję – obecnie stuprocentowy udział na drzewach badanych powierzchni – zajmuje nadal *Lecanora conizaeoides* będąc najczęściej pojawiającym się porostem.



Ryc. 4.13.. Procentowy udział porostów występujących na badanych powierzchniach w latach 1978 oraz 2003.

Objaśnienia: 1 - *Amandinea punctata*, 2 - *Bacidia chlorococca*, 3 - *Cladonia chlorophaea*, 4 - *Cladonia coniocræa*, 5 - *Cladonia pyxidata*, 6 - *Cladonia* sp., 7 - *Hypocenomyce scalaris*, 8 - *Hypogymnia physodes*, 9 - *Lecanora conizaeoides*, 10 - *Lepraria incana*.

Na badanych powierzchniach stwierdzono występowanie 8 gatunków mchów, oraz 1 gatunek należący do klasy wątrobowców (*Lophocolea heterophylla*) (Załącznik Tabela 3). Największą liczbę gatunków mszaków stwierdzono na powierzchni L (7), natomiast najuboższe pod względem flory mszaków są powierzchnia D (2) oraz G i F (3). Gatunkiem występującym w największym stopniu pokrycia niemal na wszystkich powierzchniach (wyjątkiem jest powierzchnia D) jest *Pleurozium schreberi*. *Pohlia nutans* natomiast pojawia się na wszystkich badanych powierzchniach, jednak ze znacznie mniejszym pokryciem. Znaczną grupę – ponad 50% stwierdzonych mszaków – stanowią gatunki rzadkie, pojawiające się na 1 lub 2 powierzchniach badawczych.

Porównując badania przeprowadzone w latach siedemdziesiątych oraz osiemdziesiątych, można stwierdzić, iż skład gatunkowy flory mszaków ulegał znacznym wahaniom, jednak gatunkiem dominującym w warstwie mszaków był, przez kolejne analizowane lata, i jest obecnie *Pleurozium schreberi* (Załącznik Tabela 3).

Dynamika występowania gatunków drzewiastych

W celu porównania dynamiki gatunków drzewiastych na badanych powierzchniach uwzględniono następujące cechy: różnice składu gatunkowego oraz zagęszczenia warstwy drzew i krzewów, a także odnawianie się gatunków drzewiastych – jako występowanie roślin we wszystkich warstwach lasu.

Na wszystkich badanych powierzchniach w porównaniu do lat siedemdziesiątych, kiedy wyznaczano powierzchnie w terenie, znacznie zmienił się skład ilościowy drzewostanu (Tab. 4.4). Największe zmiany zanotowano na powierzchni L, gdzie ogólna liczba drzew zmalała o 68 %. W latach siedemdziesiątych drzewostan powierzchni L w dużym stopniu składał się z *Picea abies*, do 2003 roku stwierdzono tu również największy spadek liczby drzew omawianego gatunku – o 78 %. Wyraźne zmiany zaszły również na powierzchniach F oraz G, gdzie zanotowano spadek liczby drzew odpowiednio o 44 i 42 %. Na powierzchni F nastąpiło, największe spośród analizowanych powierzchni, zmniejszenie liczebności *Pinus sylvestris* – o 54 %, natomiast na powierzchni G znacznie zmalała liczba *Picea abies* – o 47 %. Pozostałe powierzchnie charakteryzują się spadkiem ogólnej liczby składników drzewostanu od 27 do 32 % (Tab. 4.4). Najmniej wyraźne zmiany zaszły w drzewostanie powierzchni B, gdzie zanotowano najniższy spadek liczebności *Pinus sylvestris*. Obecnie, w porównaniu ze zmianami obserwowanymi na innych powierzchniach, ogólna liczba drzew

Tab. 4.4. Zmiany składu ilościowego warstwy drzew na powierzchniach w latach 1979-2003.

	B			D			F			G			K			L		
	1979	1989	2003	1979	1989	2003	1979	1989	2003	1979	1989	2003	1979	1989	2003	1979	1989	2003
Sumaryczna liczba drzew na powierzchni	21	18	15	34	24	23	37	20	17	33	25	19	24	21	15	19	9	6
Liczba drzew Ps	19	16	14	32	22	21	36	19	16	18	14	11	15	12	9	4	3	2
Liczba drzew Pa	2	2	1	1	1	1	1	1	1	15	11	8	7	7	4	14	5	3
Liczba drzew Bp	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	2	2	2	1	1	1
Średnia wysokość drzew [m] *	13	-	24	12	-	17	12	-	20	16	-	17	20	-	23	17	-	19
Średnia pierśnica drzew [cm]	23	25	34	17	19	25	18	19	26	21	22	26	24	25	30	26	30	35
Wiek drzewostanu **	76	86	100	46	56	70	51	61	75	71	81	95	66	76	90	111	121	135

PS – *Pinus sylvestris*, Pa – *Picea abies*, Bp – *Betula pendula*

* – brak danych dotyczących wysokości drzew w 1989 roku

** – wiek drzewostanu określony w 2003 roku na podstawie pomiaru liczby słojów rocznych, lata 1979, 1989 oszacowane na podstawie pomiaru z roku 2003

powierzchni B stanowi najwyższy odsetek (71%) pozostałych po 24 latach obserwacji głównych składników drzewostanu.

Największy spadek liczby gatunków zaznacza się na badanych powierzchniach, w pierwszym okresie – do roku 1989 (Tabela 4.4). Na większości powierzchni nastąpiły w tym okresie znaczne straty liczby drzew w badanych drzewostanach. Na powierzchniach F oraz D i L notowano spadek o odpowiednio 17 i 10 drzew (Tabela 4.3). Mniej wyraźne zmniejszenie liczby drzew stwierdzono na powierzchniach G (8) oraz B (3). Natomiast jedyną powierzchnią, na której wypadanie drzew miało miejsce w późniejszym okresie jest powierzchnia K. W roku 2003 stwierdzono spadek liczby drzew o 6 okazów w porównaniu do poprzedniego okresu, natomiast przedział lat 1979-1989 charakteryzował się o połowę mniejszą redukcją (Tabela 4.4).

Analizowane fitocenozy borowe charakteryzują się znikomym udziałem *Betula pendula* w drzewostanie, a porównanie danych z lat ubiegłych nie wykazało zmian liczebności tego gatunku.

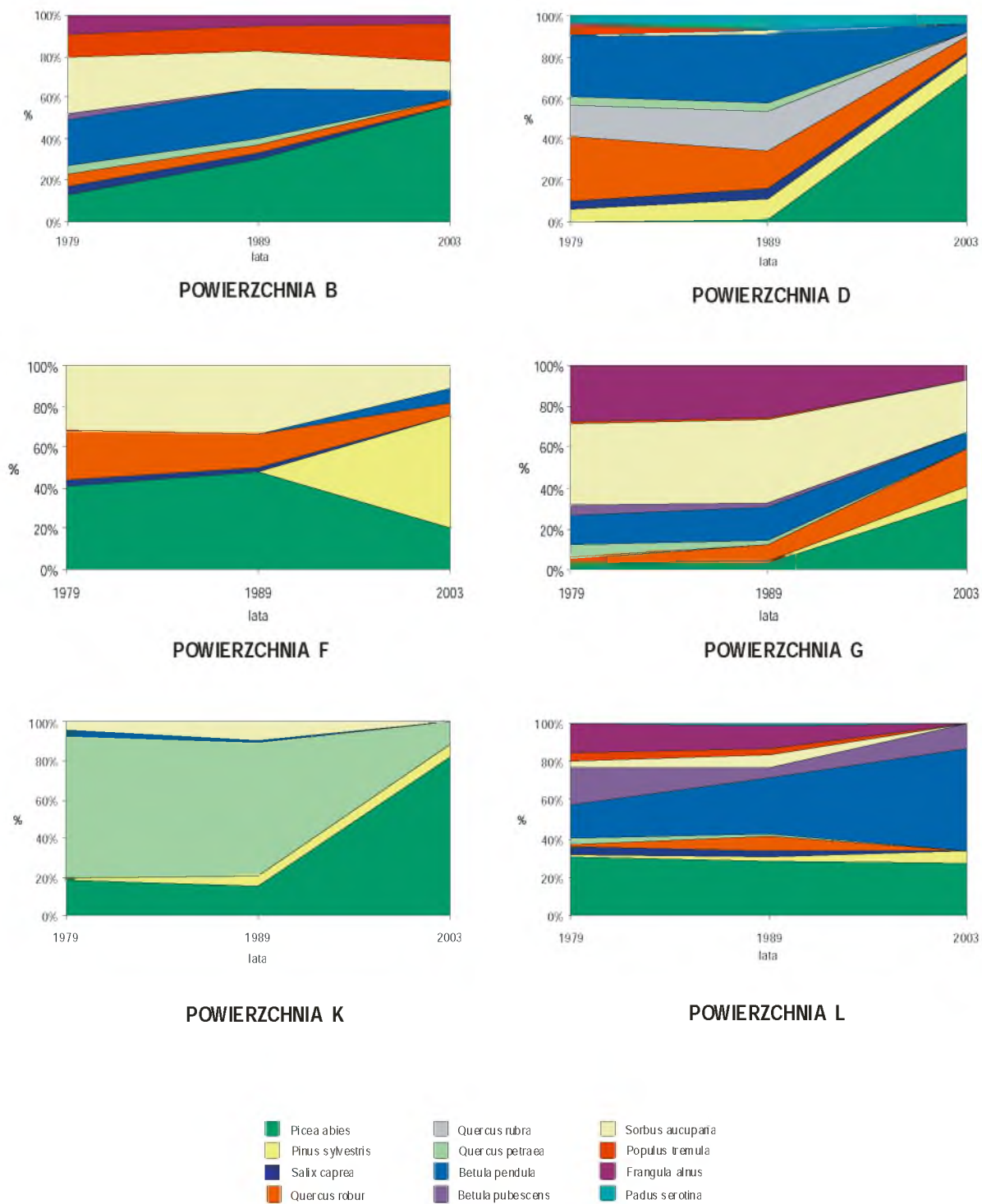
Na badanych powierzchniach w warstwie krzewów odnotowano występowanie 12 gatunków drzewiastych (Tab. 4.5). Analiza składu gatunkowego podrostu wykazała istotne zmiany ilości poszczególnych gatunków na badanych powierzchniach. Największą grupę stanowią gatunki, których występowanie ograniczone jest do jednej powierzchni. Są to *Betula pubescens*, *Quercus petraea*, *Quercus rubra*, *Padus serotina*, *Populus tremula*, *Salix caprea*. Kolejną, pod względem liczności, jest grupa gatunków stwierdzonych na pięciu powierzchniach, do gatunków tych zaliczyć można, wchodzące w skład drzewostanu *Pinus sylvestris* oraz *Betula pendula*. Cztery gatunki związane są odpowiednio z dwiema, trzema, czterema oraz sześcioma powierzchniami. Gatunkiem najczęstszym, którego występowanie odnotowano w podroście wszystkich analizowanych powierzchni jest *Picea abies*.

Bardzo wyraźna różnica zaznacza się również w liczebności omawianych gatunków. Największą grupę stanowią gatunki, których wystąpienia ograniczają się do kilku okazów. Gatunki odnotowane w liczbie kilkunastu lub kilkudziesięciu okazów stanowią niewielki procent ogólnej liczby. Natomiast wyraźnie większą liczbą okazów w porównaniu z innymi gatunkami charakteryzuje się występowanie *Picea abies*, który na powierzchni D oraz K jest gatunkiem panującym w warstwie krzewów. Występowanie ponad 150 okazów świerka na powierzchni 400 m² powoduje znaczne zagęszczenie warstwy krzewów omawianych powierzchni badawczych (Tab 4.5, pow D i K).

Tabela 4.5 Udział osobników poszczególnych gatunków w warstwie krzewów na badanych powierzchniach w 2003 roku.

Nazwa gatunku	Powierzchnia					
	B	D	F	G	K	L
<i>Betula pendula</i>	6	10	3	10		30
<i>Betula pubescens</i>						7
<i>Frangula alnus</i>	5			8		
<i>Picea abies</i>	75	187	9	40	167	15
<i>Pinus sylvestris</i>		25	25	8	13	4
<i>Quercus robur</i>	3	20	3	21		
<i>Quercus rubra</i>		7				
<i>Quercus petraea</i>					23	
<i>Sorbus auccuparia</i>	18		5	30		
<i>Populus tremula</i>	25					
<i>Salix caprea</i>		2				
<i>Padus serotina</i>		9				

Porównanie składu gatunkowego podrostu występującego na badanych powierzchniach w ciągu 30 lat wykazało wyraźne zmiany (Ryc. 4.14). Na wszystkich powierzchniach różny jest też stosunek ilościowy składników warstwy krzewów. Istotne zmiany dotyczą głównie wzrostu liczebności świerka, który na większości poletek posiada obecnie pozycję dominującą (powierzchnie B, D, K). Powierzchniami, na których świerk ustępuje liczebnością są powierzchnia L oraz F. Równocześnie ze wzrostem liczby *Picea abies* zaobserwowano znaczny spadek liczebności innych gatunków. Na powierzchni B zaobserwowano tendencję spadkową udziału *Betula pendula* oraz *Sorbus auccuparia*, większą liczebnością charakteryzuje się *Populus tremula*, natomiast nie zanotowano występowania *Pinus sylvestris* w warstwie krzewów. Na powierzchniach D oraz K gwałtowny wzrost udziału procentowego *Picea abies* w 2003 roku powoduje znaczne obniżenie ilości pozostałych składników podrostu (Ryc. 4.14). W warstwie krzewów powierzchni F, w porównaniu do wcześniejszych danych, zanotowano liczne pojawienie się *Pinus sylvestris* i w mniejszym stopniu *Betula pendula*, a także tendencję spadkową liczebności pozostałych gatunków. Powierzchnia G charakteryzuje się znacznym udziałem *Sorbus auccuparia* we wszystkich analizowanych latach, natomiast obecnie notuje się również wzrost udziału pozostałych gatunków warstwy krzewów (Ryc. 4.14). Udział świerka na powierzchni L utrzymuje się na podobnym poziomie w ciągu analizowanych lat, natomiast



Ryc 4.14. Dynamika udziału procentowego krzewów na badanych powierzchniach w latach 1979-2003

zaobserwowano wzrost liczebności *Betula pendula* oraz *Betula pubescens* w 2003 roku (Ryc. 4.14).

Analizując ogólną tendencję dynamiki gatunków drzewiastych w warstwie krzewów badanych powierzchni zaobserwowano wyraźny wzrost udziału *Picea abies* na powierzchniach B, D oraz K. Obserwacje te potwierdza test Friedmana, który wykazał statystycznie istotne różnice w liczbie okazów podrostu w ciągu dwudziestu czterech lat dla powierzchni B, D oraz K (Tab. 4.6).

Tabela 4.6. Istotność różnic w liczebności podrostu gatunków występujących na powierzchniach w latach 1979-2003. (test Friedmana, prawdopodobieństwo $p < 0,05$)

Powierzchnia	chi-kwadrat	Prawdopodobieństwo
B	6,7	0.035*
D	7,7	0.020*
F	1,6	ns
G	5,4	ns
K	6,1	0.048*
L	2,6	ns

* - wartość istotna, poziom istotności – prawdopodobieństwo $p < 0,05$

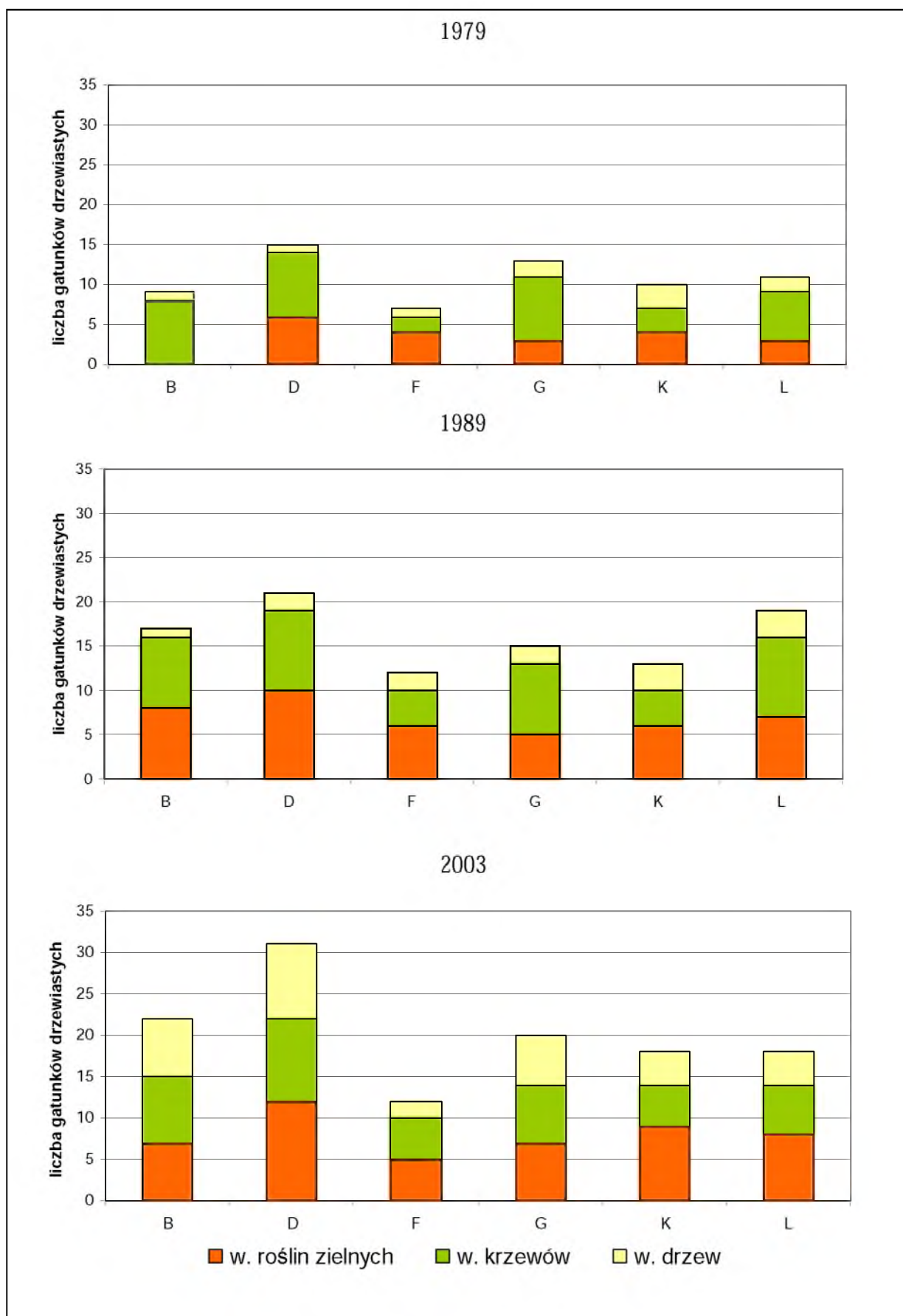
ns – brak istotności

W celu prześledzenia zmian zachodzących w analizowanych fitocenozach porównano liczbę gatunków drzewiastych odnawiających się odpowiednio w warstwie drzew, krzewów oraz roślin zielnych. Zaobserwowano ogólną tendencję wzrostową liczby gatunków odnawiających się na badanych powierzchniach w poszczególnych latach (Ryc. 4.15). Największą dynamikę stwierdzono w warstwie drzew (Tab.4.7), natomiast mniejsze wahania liczby gatunków występują w warstwie krzewów oraz runa leśnego.

Tabela 4.7. Liczba gatunków stwierdzonych w poszczególnych warstwach na badanych powierzchniach w latach 1979-2003

Lata	Warstwa		
	A	B	C
1979	3	11	10
1989	3	11	15
2003	12	12	13

A – warstwa drzew, B –warstwa krzewów, C – warstwa roślin zielnych



Ryc. 4.15. Występowanie gatunków drzewiastych w warstwach na poszczególnych powierzchniach w latach 1979-2003

Porównując odnawianie się gatunków drzewiastych w warstwach na poszczególnych powierzchniach zaobserwowano wyraźny wzrost liczby gatunków drzewiastych na powierzchni D. Obserwacje te potwierdzają statystyczne analizy (test statystyczny G), które wykazały jedynie na powierzchni D, istotną statystycznie różnicę w odnawianiu się gatunków (Tab. 4.8).

Tabela 4.8. Porównanie liczby gatunków odnawiających się w latach 1979-2003 (test G na niezależność, prawdopodobieństwo $P < 0,05$)

Powierzchnia	Statystyka G	Prawdopodobieństwo
B	5,35	ns
D	11,11	0,004*
F	2,16	ns
G	0,21	ns
K	3,33	ns
L	3,68	ns

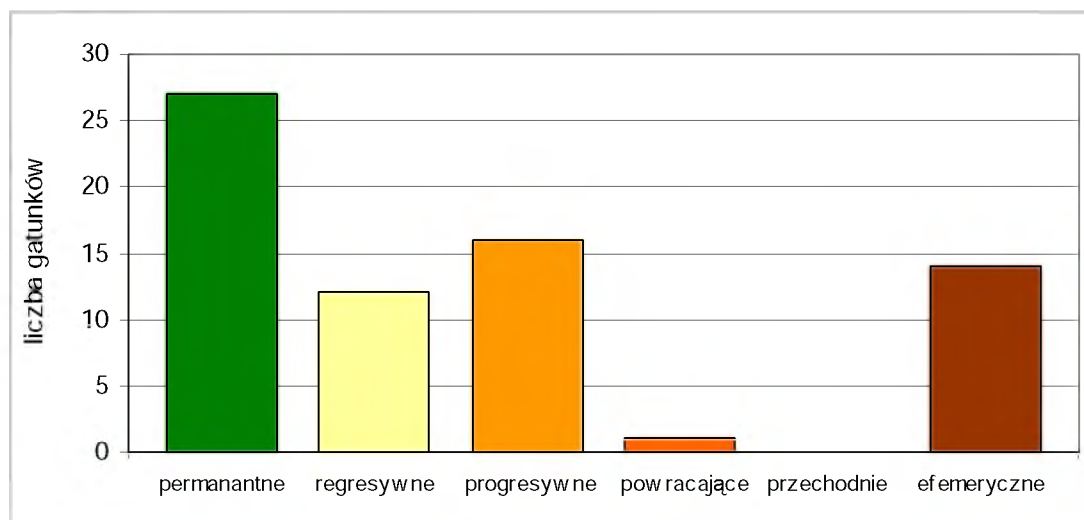
* - wartość istotna, poziom istotności – prawdopodobieństwo $p < 0,05$

ns – brak istotności

Analizując pojawianie się poszczególnych gatunków zanotowano znaczny wzrost udziału *Picea abies* we wszystkich warstwach na poszczególnych powierzchniach. W latach 70-tych oraz 80-tych świerk podawany był z 3 powierzchni, natomiast obecnie stwierdzono występowanie tego gatunku we wszystkich warstwach sześciu analizowanych powierzchni (Załącznik Tabela 1). Wyraźnym wzrostem udziału charakteryzuje się również *Pinus sylvestris*, gatunek ten w roku 1979 występował w warstwie runa leśnego w znikomym udziale, a w warstwie krzewów nie był notowany, natomiast obecnie stwierdzono jego występowanie na 4 badanych powierzchniach w omawianych warstwach. Do gatunków, dla których w obecnych badaniach zanotowano wyraźny wzrost udziału w warstwie krzewów oraz runa leśnego należą: *Sorbus aucuparia*, *Quercus robur*, *Betula pendula*, *Frangula alnus*, *Populus tremula*. Istotnym faktem zauważonym podczas aktualnych badań, jest częstsze występowanie w warstwie runa obcych gatunków flory – *Padus serotina* oraz *Quercus rubra*, które w 1989 roku podawane były z 1 powierzchni a obecnie stwierdzono je na odpowiednio na dwóch oraz czterech powierzchniach (Załącznik Tabela 1).

Dynamika fitocenozy

W celu określenia dynamiki florystycznej oraz stopnia zaawansowania procesów zachodzących w badanych fitocenozach przeanalizowano udział poszczególnych grup gatunków odpowiadających możliwościom ich zachowania się w czasie (FALIŃSKI 1991, 2001).

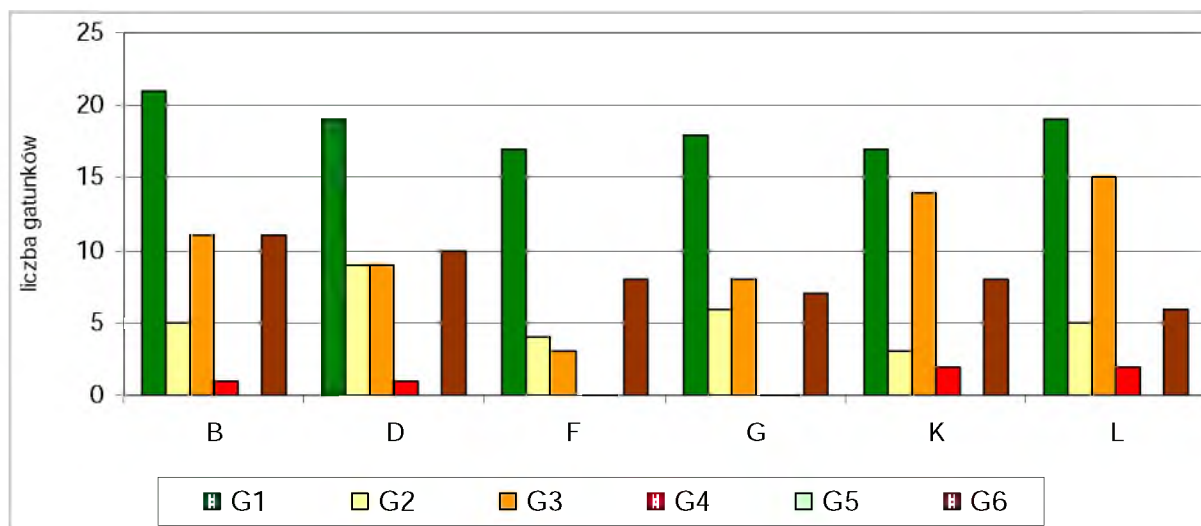


Ryc. 4.16. Udział wyróżnionych grup gatunków analizowanych fitocenozy w latach 1979-2003. (łącznie dla wszystkich badanych powierzchni)

Na podstawie udziału gatunków należących do poszczególnych grup (Ryc. 4.16), stwierdzono znaczną przewagę liczebną (27) gatunków permanentnych – występujących na badanych powierzchniach od początku trwania obserwacji do roku 2003. Kolejną, pod względem liczebności (16) grupą są gatunki pojawiające się w trakcie trwania monitoringu – gatunki progresywne (Ryc. 4.16). Gatunki efemeryczne, pojawiające się czasowo występują dość licznie (14) w ciągu badanego okresu. Mniejszy procent analizowanej flory (12 gatunków) stanowią gatunki ustępujące – recesywne. Najmniejszym udziałem (1 gatunek) charakteryzuje się grupa gatunków powracających – pojawiających się, co jakiś czas na badanych powierzchniach. Nie stwierdzono natomiast, w ciągu analizowanego okresu, gatunków przechodnich – utrzymujących się na pewien okres po pojawieniu w badanych fitocenozach.

Analizując udział wyróżnionych grup gatunków na poszczególnych powierzchniach stwierdzono różnice pomiędzy badanymi fitocenozami (Tab. 4.9, Ryc. 4.17). Największą liczbą charakteryzuje się grupa gatunków permanentnych (G1), natomiast najmniejszym udziałem gatunki powracające (G4), pojawiające się na badanych powierzchniach od czasu do czasu. Powierzchnie K i L cechuje zdecydowana przewaga gatunków progresywnych (G3) w

stosunku do gatunków ustępujących (G2). Nieco mniejszy udział gatunków, które pojawiły się na powierzchni w trakcie analizowanego okresu (G3), cechuje powierzchnię B. Natomiast na powierzchni D udział gatunków ustępujących (G2) i pojawiających się (G3) jest jednakowy. Jedynie powierzchnia F charakteryzuje się większą liczbą gatunków regresywnych (G2) w porównaniu do progresywnych (G3) (Ryc. 4.17).



Ryc. 4.17. Udział wyróżnionych grup gatunków na badanych powierzchniach w latach 1979-2003
G1 – gatunki permanentne, G2 – gatunki regresywne, G3 – gatunki progresywne, G4 – gatunki powracające, G5 – gatunki przechodnie, G6 – gatunki efemeryczne. Szczegółowe objaśnienia Rozdz. 3.2.

Na podstawie udziału poszczególnych grup gatunków na badanych powierzchniach ustalono sekwencję tych grup od najliczniejszej do najmniej licznej (Tab. 4.9). Powierzchnie B, G, K oraz L charakteryzuje podobny układ grup – drugą pod względem liczności grupą są gatunki, które pojawiły się na badanych powierzchniach w trakcie obserwowanego 24-letniego okresu. Natomiast na powierzchniach D oraz F, drugą w kolejności jest grupa gatunków efemerycznych, a duży udział gatunków regresywnych umiejscawia je na 3 pozycji (Tab. 4.9).

Tabela 4.9. Sekwencja grup gatunków występujących na badanych powierzchniach

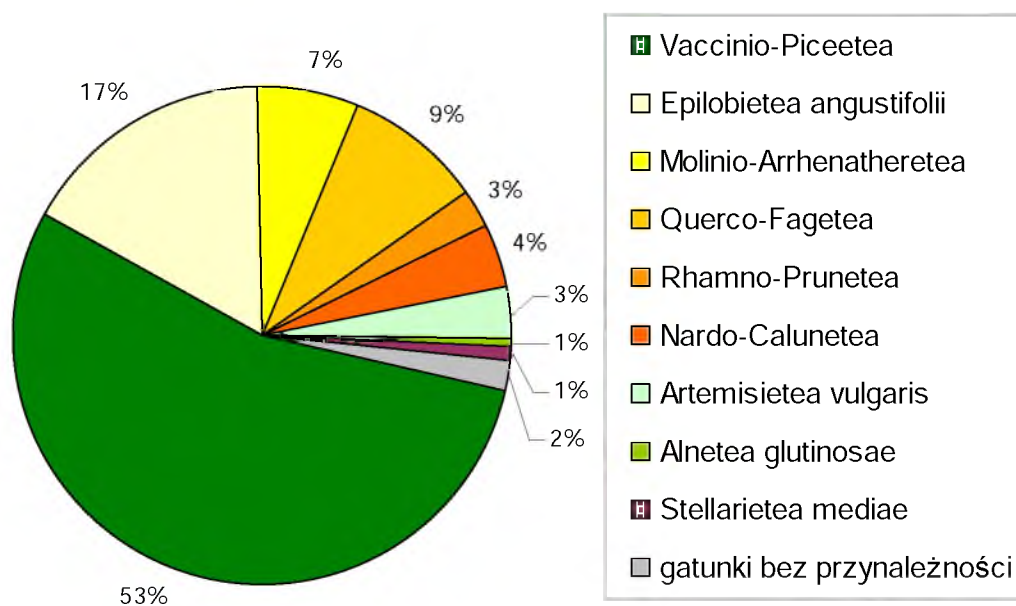
Powierzchnie	Sekwencja grup gatunków
B	G1 > G3 = G6 > G2 > G4 > G5
D	G1 > G6 > G3 = G2 > G4 > G5
F	G1 > G6 > G2 > G3 > G4 > G5
G	G1 > G3 > G6 > G2 > G4 > G5
K	G1 > G3 > G6 > G2 > G4 > G5
L	G1 > G3 > G6 > G2 > G4 > G5

G1 – gatunki permanentne, G2 – gatunki regresywne, G3 – gatunki progresywne, G4 – gatunki powracające, G5 – gatunki przechodnie, G6 – gatunki efemeryczne. Szczegółowe objaśnienia Rozdz. 3.2.

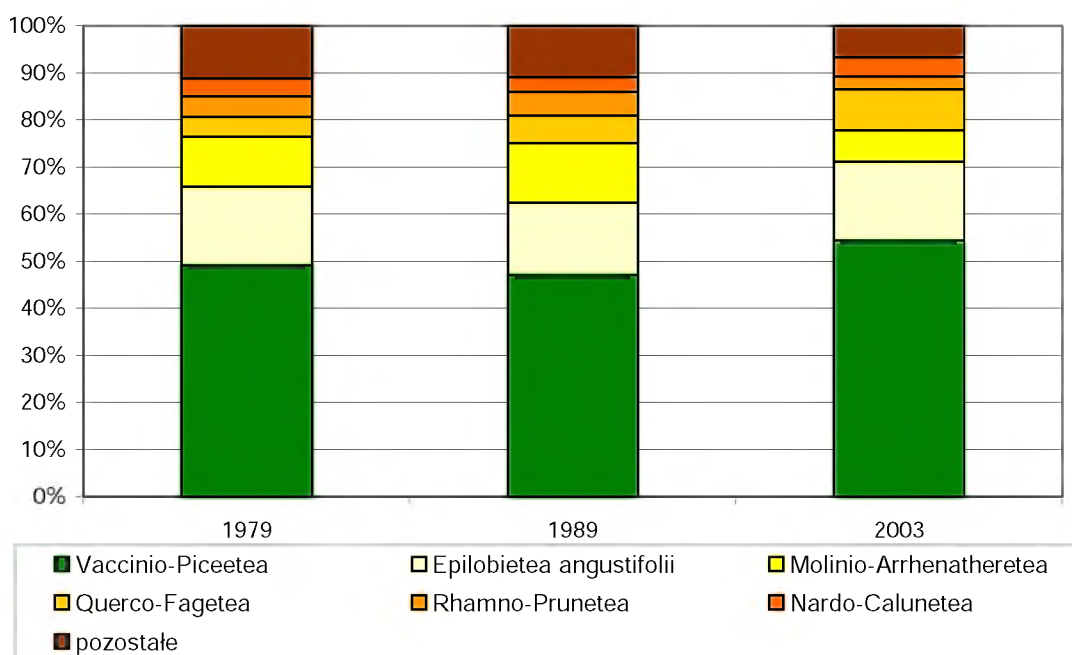
4.2. CHARAKTERYSTYKA ROŚLINNOŚCI BADANYCH POWIERZCHNI

Udział grup siedliskowych

Gatunki występujące na powierzchniach badawczych reprezentują 9 klas roślinnych (Ryc. 4.18). Ponad 50 % flory, stanowią gatunki należące do klasy *Vaccinio-Piceetea*, obejmującej holarktyczno-borealne acydofilne, oligo- i mezotroficzne zbiorowiska z przewagą szpilkowych roślin drzewiastych, krzewinek oraz mezofilnych mszaków (MATUSZKIEWICZ 2001). Kolejną, pod względem liczebności, jest klasa zbiorowisk porębowych – *Epilobietea angustifolii* (Ryc. 4.18) obejmująca zbiorowiska nitrofilnych terofitów, bylin i krzewów inicjujących wtórną sukcesję lasu po degradacji drzewostanu. Znaczny udział (7%) na badanych powierzchniach mają też rośliny należące do klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (Ryc. 4.18). Jest to klasa półnaturalnych i antropogenicznych darniowych zbiorowisk łąkowych i pastwiskowych na mezo- i eutroficznych niezabagnionych glebach mineralnych i organiczno-mineralnych (MATUSZKIEWICZ 2001). Około 9 % flory stanowią rośliny należące do klasy *Quercu-Fagetea*, obejmującej europejskie mezo – i eutroficzne lasy liściaste zrzucające liście na zimę, porastające gleby mineralne (MATUSZKIEWICZ 2001). Niewiele, bo około 4 % flory stanowią rośliny należące do klasy *Rhamno-Prunetea*, obejmującej zbiorowiska wrzosowisk i ubogich muraw bliźniczkowych. Rośliny zbiorowisk krzewiastych *Rhamno-Prunetea* – związanych z formacjami leśnymi i występujące jako zbiorowiska otulinowe lub pojawiające się w miejscach prześwietlenia drzewostanu stanowią na badanych powierzchniach około 3 % ogólnej liczby gatunków.



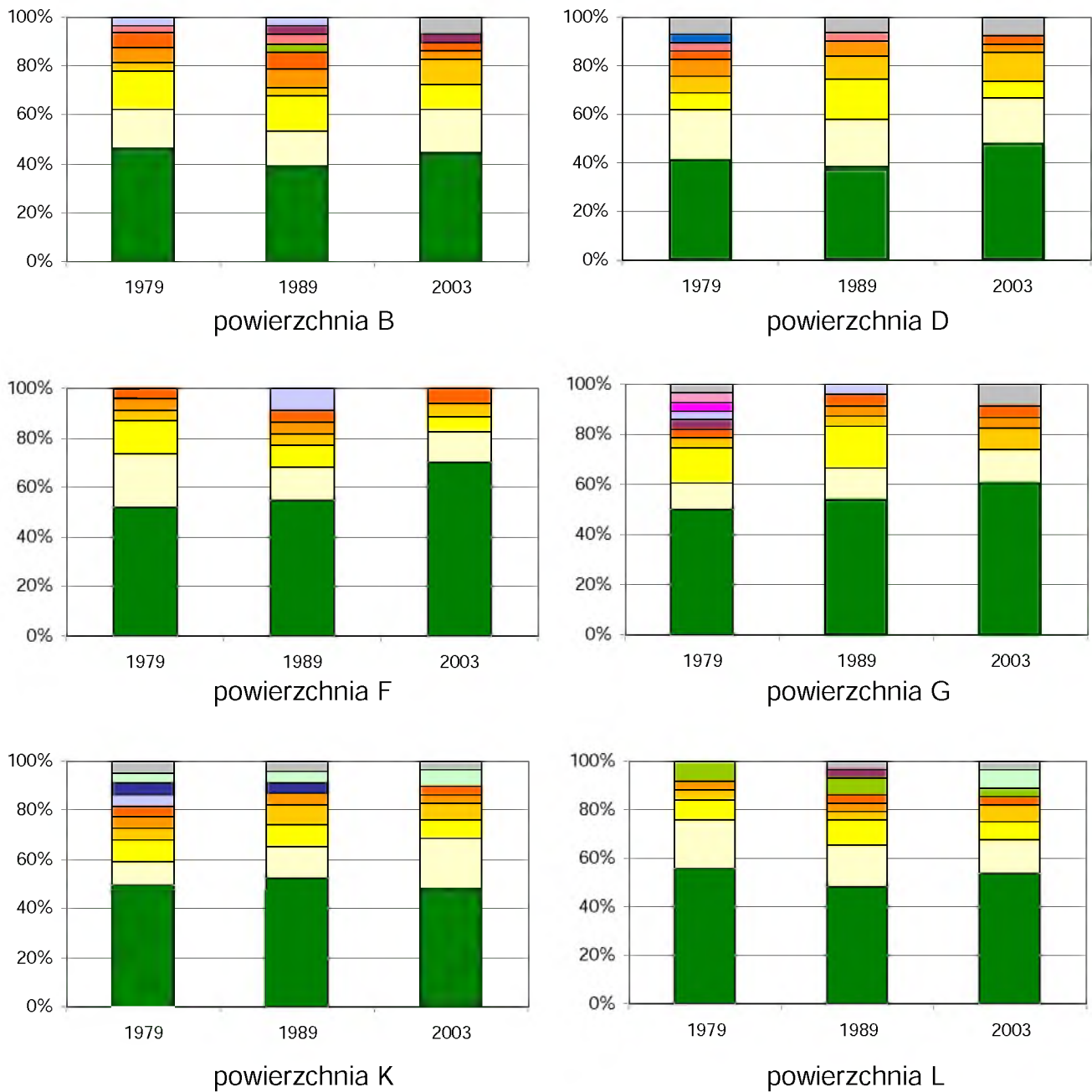
Ryc. 4.18. Procentowy udział gatunków różnych klas roślinności odnotowanych na powierzchniach badawczych w 2003 roku.



Ryc. 4.19. Procentowy udział gatunków poszczególnych klas roślinności w latach 1979-2003.

Okolo 5% gatunków stwierdzonych na badanych powierzchniach reprezentuje zbiorowiska lasów bagiennych z olszą czarną (*Alnetea glutinosae*), zbiorowiska okazałych bylin i pnączy na siedliskach ruderalnych (*Artemisietea vulgaris*), antropogeniczne zbiorowiska pól uprawnych i jednorocznych roślin terenów ruderalnych – (*Stellarietea mediae*) oraz grupa 3 gatunków bez przynależności syntaksonomicznej (*Poa annua*, *Quercus rubra*, *Padus serotina*).

Porównując udział gatunków flory według grup siedliskowych w latach 1979-2003 (Ryc. 4.19) stwierdzono nieznaczne zmiany udziału gatunków klasy *Vaccinio-Piceetea*, większy udział roślin z klas *Epilobietea angustifolii* oraz *Quercus-Fagetea*. Swoją udział zmniejszają rośliny z klas *Molinio-Arrhenatheretea* oraz *Rhamno-Prunetea*. Największe różnice zaobserwowano w składzie roślin z grupy określonej jako „pozostałe”. W 1979 roku były to wspomniane wcześniej *Alnetea glutinosae*, *Artemisietea vulgaris*, *Stellarietea mediae* a także ciepłolubne zbiorowiska okrajkowe *Trifolio-Geranietea sanguinei*, zbiorowiska wysokogórskich ziołorośli i traworośli *Betulo-Adenostyletea*, zbiorowiska suchych muraw trawiastych *Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis*, zbiorowiska ciepłolubnych muraw o charakterze stepowym *Festuco-Brometea*, zbiorowiska szuwarów trawiastych i turzycowych *Phragmitetea*, a także bogate w mszaki zbiorowiska łąk bagiennych *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*.



Ryc. 4.20. Udział gatunków według grup syntaksonomicznych na poszczególnych powierzchniach w latach 1979-2003.

Obecnie, w 2003 roku, grupę „pozostałe” tworzą rośliny z klas: *Artemisietea vulgaris*, *Stelarietea mediae* oraz grupa gatunków bez przynależności syntaksonomicznej.

Udział gatunków należących do poszczególnych klas roślinności na badanych powierzchniach jest zróżnicowany w czasie (Ryc. 4.20). Nieznaczne wahania udziału stwierdzono na wszystkich powierzchniach dla gatunków klasy *Vaccinio-Piceetea*, obecnie największy procentowy udział gatunków tej klasy występuje na powierzchni F, natomiast najmniejszy udział gatunki borowe posiadają na powierzchni B.

W porównaniu do lat 1979 oraz 1989, na powierzchni B zaznacza się wyraźny wzrost liczby roślin z klasy *Querco-Fagetea*, brak natomiast przedstawicieli notowanych wcześniej klas: *Alnetea glutinosae* oraz *Koelerio glaucae-Corynephorsetea canescentis* (Ryc. 4.20). W 2003 roku stwierdzono również pojawienie się obcych gatunków (*Padus serotina*, *Quercus rubra*), których przynależność syntaksonomiczna jest nieokreślona („Inne” na Ryc. 4.20).

Powierzchnia D charakteryzuje się nieznacznymi wahaniami udziału gatunków reprezentujących różne klasy roślinności. Największe różnice dotyczą liczby gatunków klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, która odnotowana teraz ma wyraźnie liczniejszy udział niż w 1998 roku. Obecnie odnotowano udział występowania roślin z klas *Phragmitetea* oraz *Nardo-Calunetea* podawanych w 1979 roku (Ryc. 4.20).

Na poletku F nie potwierdzono występowania podawanych wcześniej gatunków klas zbiorowisk suchych muraw trawiastych – *Koelerio glaucae-Corynephorsetea canescentis* oraz roślin zbiorowisk krzewiastych z klasy *Rhamno-Prunetea* (Ryc. 4.20).

Największe zmiany udziału gatunków grup syntaksonomicznych stwierdzono na powierzchni G. Zaobserwowano tu brak występowania roślin z klas zbiorowisk łąkowych *Molinio-Arrhenatheretea*, a także występujących tam wcześniej gatunków klas *Koelerio glaucae-Corynephorsetea canescentis*, *Trifolio-Geranietea sanguinei*, *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* oraz *Stelarietea mediae* (Ryc. 4.20). Stwierdzono natomiast pojawienie się gatunków nie zaklasyfikowanych do omawianych klas roślinności oraz obcych gatunków flory – *Poa annua*, *Quercus rubra* („Inne” na Ryc. 4.20).

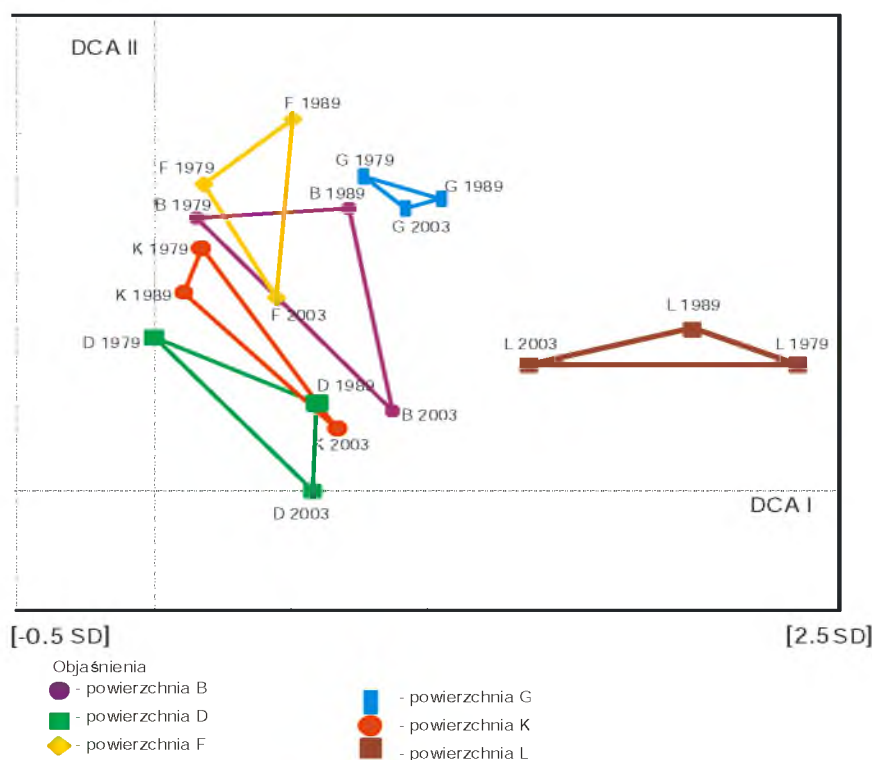
Wzrost udziału roślin z klas *Artemisietea vulgaris* oraz *Nardo-Calunetea* charakteryzuje również powierzchnię K, na której nie stwierdzono jednak podawanych wcześniej grup syntaksonomicznych: wysokogórskich ziólorośli i traworośli *Betulo-Adenostyletea* oraz suchych muraw trawiastych – *Koelerio glaucae-Corynephorsetea canescentis* (Ryc. 4.20).

Powierzchnia L cechuje się wzrostem udziału roślin z klasy *Querco-Fagetea* oraz *Artemisietea vulgaris*, natomiast znacznie mniejszy jest udział roślin ze zbiorowisk lasów

bagiennych z olszą czarną (*Alnetea glutinosae*) (Ryc. 4.20). Podczas obecnych badań nie stwierdzono występowania gatunków roślin z klasy *Rhamno-Prunetea* a także *Stellarietea mediae*.

Dynamika udziału roślinności

Zmiany, jakie zaszły na badanych powierzchniach, dotyczą zarówno składu gatunkowego, jak i stopnia pokrycia powierzchni przez poszczególne gatunki. Część gatunków nie została potwierdzona w obecnych badaniach, a udział ilościowy niektórych znacznie się zmienił. Analizując skład gatunkowy oraz procentowe pokrycie powierzchni przez gatunki można stwierdzić, że zmiany dotyczą wszystkich warstw, natomiast różny jest stopień ich intensywności na poszczególnych powierzchniach. Analiza zmian udziału gatunków z wykorzystaniem metody analitycznej DCA wykazała znaczną dynamikę badanych fitocenoz w latach 1979-2003 (Ryc. 4.21). Powierzchnia L w ciągu całego analizowanego okresu charakteryzuje się wyraźnie odrębną strukturą roślinności, na co wskazuje rozkład analizowanych powierzchni w stosunku do pierwszej osi DCA. Pozostałe powierzchnie cechuje zbliżony układ roślinności, natomiast wyraźnie zaznacza się dynamika fitocenoz w ciągu analizowanego okresu. Na powierzchniach F oraz G nie stwierdzono wyraźnych zmian procentowego pokrycia powierzchni w ciągu analizowanego okresu.



Ryc. 4.21. Uporządkowanie badanych powierzchni na podstawie zmian w składzie gatunkowym i pokryciu gatunków w latach 1979, 1989, 2003 metodą nietendancyjnej analizy zgodności DCA.

Wyraźny rozrzut punktów określających poszczególne analizowane lata w obrębie powierzchni B, D K oraz L w stosunku do pierwszej osi DCA wskazuje na znaczne zmiany składu gatunkowego oraz pokrycia powierzchni przez poszczególne gatunki. Obserwacje te potwierdzają także metody analiz statystycznych – nieparametryczna analiza wariancji dla danych powtarzalnych (test Friedmana) – która wykazały statystycznie istotne różnice między pokryciem gatunków na tych powierzchniach (Tabela 4.10). Zastosowane następnie testy *post-hoc* – porównania wielokrotne po teście Friedmana, potwierdziły istotne zmiany na powierzchniach D, K oraz L w poszczególnych parach porównywanych lat. Dla powierzchni D oraz F różnice dotyczą udziału gatunków na początku oraz na końcu prowadzenia obserwacji – lata 1979 oraz 2003. Natomiast skład roślinności stwierdzony na powierzchni L w obecnych badaniach istotnie różni się od ilościowości gatunków w 1979 roku.

Tabela 4.10. Istotność różnic w pokryciu procentowym gatunków w latach 1979-2003 (Test Friedmana, testy *post-hoc* po teście Friedmana)

Powierzchnia	Test Friedmana		Testy <i>post-hoc</i>		
	Chi-kwadrat	Współczynnik istotności	1979	1989	2003
B	12,01	0,002*	-	-	-
D	18,69	< 0,000*	a	-	b
F	5,22	ns	-	-	-
G	5,37	ns	-	-	-
K	24,54	< 0,000*	a	-	b
L	24,94	< 0,000*	a	a	b

* – wartość istotna przy poziomie istotności $p < 0,05$

a, b – różnymi literami w obrębie wiersza oznaczono istotne różnice pomiędzy poszczególnymi latami poziom istotności – $p < 0,05$; „-”, „ns” – oznacza brak istotności

Powierzchnia B charakteryzuje się obecnie większym udziałem i pokryciem warstwy drzew. W warstwie A pojawiają się w 2003 roku *Betula pendula*, *Quercus robur*, *Salix caprea*, *Populus tremula*, gatunki w poprzednich badaniach notowane w warstwie krzewów. Badania zmienności procentowego pokrycia poszczególnych gatunków runa wskazują systematyczne zmniejszenie areалу zajmowanego przez *Vaccinium myrtillus* na powierzchni B. Aktualne wyniki nie potwierdziły występowania gatunków, których udział we wcześniejszych badaniach roślinności był znikomy: *Calluna vulgaris*, *Poa pratensis*, *Galium mollugo*, *Genista pillosa*, *Anthoxanthum odoratum*. Natomiast wyraźny wzrost pokrycia powierzchni wykazują: *Deschampsia flexuosa*, *Calamagrostis epigejos*, *Agrostis capillaris*, *Trientalis europaea*, *Rubus sp.*, *Dryopteris carthusiana*. Ponadto z niskim stopniem pokrycia (1;+) pojawiły się w 2003 roku, nienotowane wcześniej: *Deschampsia caespitosa*, *Luzula pilosa*, *Oxalis acetosella*, *Rubus idaeus*, *Cruciata glabra*, *Athyrium filix-femina* (Załącznik

Tabela 1). Bogata florystycznie jest warstwa mszysta, w której dominuje *Pleurozium scherberi*, a udział pozostałych gatunków jest obecnie mniej obfity (Załącznik Tabela 2).

Porównanie udziału ilościowości gatunków występujących na powierzchni D przy pomocy testów wielokrotnych (testy *post-hoc*) wykazało statystycznie istotne różnice w pokryciu powierzchni przez gatunki występujące w roku 1979 oraz podczas aktualnych obserwacji w 2003 roku (Tab. 4.10). Powierzchnię D cechuje obecnie znacznie większe, w porównaniu do pozostałych powierzchni, zwarcie warstwy krzewów. W warstwie tej dominuje *Picea abies*, a ze znacznie mniejszym pokryciem pojawiają się gatunki dębów: *Quercus petraea*, *Q. robur*, *Q. rubra*, oraz *Pinus sylvestris*, *Salix caprea*, *Betula pendula* i *B. pubescens*. Najwyższy stopień stałości i wartość pokrycia w runie mają *Vaccinium myrtillus*, *Deschampsia flexuosa*. Odnotowano również zwiększające pokrycie: *Molinia coerulea*, *Calamagrostis epigejos*, *Agrostis capillaris*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Cardaminopsis halleri*. W 2003 roku stwierdzono także pojawienie się w runie, ze stosunkowo niewielkim pokryciem, wcześniej nie odnotowanych gatunków: *Vaccinium uliginosum*, *Epipactis helleborine*, *Deschampsia caespitosa* (Załącznik Tab. 1).

Na podstawie porównania liczby gatunków i pokrycia głównych składników runa powierzchni F nie stwierdzono w analizowanych latach istotnych statystycznie zmian. Stabilnym elementem dna lasu badanej powierzchni, w ciągu dwudziestu czterech lat, jest *Vaccinium myrtillus*, osiągając pokrycie do 50 %. W runie dominują *Deschampsia flexuosa* oraz bujnie rozrastająca się paproć *Pteridium aquilinum*. Gatunki te charakteryzują się regularnym zwiększaniem zajmowanego arealu, uzyskując aktualnie wysokie wartości pokrycia. Wzrostem udziału w porównaniu do wcześniejszych analiz, charakteryzują się również: *Calamagrostis epigejos*, *Luzula pilosa*, *Agrostis capillaris* i *Molinia coerulea*. Zmianie uległo także pokrycie powierzchni przez gatunki roślin drzewiastych. W porównaniu do wcześniejszych obserwacji nastąpił wzrost procentowego udziału świerka w warstwie drzew. Natomiast obecnie znacznie mniejszym pokryciem w warstwie krzewów, w stosunku do 1989 roku charakteryzuje się *Sorbus aucuparia* (Załącznik Tab. 1).

Pomimo, iż powierzchnie B, D oraz G reprezentują jeden zespół roślinny – bór mieszany *Quercus robur*-*Pinetum*, to zarówno w terenie jak i na podstawie zestawień tabelarycznych różnią się składem gatunkowym oraz udziałem ilościowym poszczególnych gatunków. Powierzchnię G cechuje mniejsze zwarcie i pokrycie warstwy krzewów, w porównaniu do omawianych wcześniej powierzchni B i D. Analizując udział gatunków budujących warstwę krzewów stwierdzono spadek pokrycia notowanych we wcześniejszych latach gatunków: *Betula pendula*, *Frangula alnus*, *Sorbus aucuparia*. W warstwie drzew natomiast stwierdzono wzrost procentowego udziału gatunków – *Pinus sylvestris*, *Picea*

abies, *Betula pendula*, *Betula pubescens*, *Frangula alnus*, *Sorbus aucuparia*. W ciągu 24-letniego okresu struktura fitocenozy uległa istotnym zmianom, stąd też gatunki wcześniej podawane w warstwie krzewów obecnie stwierdzono w warstwie drzew.

Bardzo dobrze jest rozwinięta warstwa zielna omawianej powierzchni, na której wzrosło pokrycie powierzchni przez gatunki borowe: *Vaccinium myrtillus* i *Deschampsia flexuosa*. W 2003 roku stwierdzono również występowanie, nienotowanych wcześniej: *Calamagrostis villosa*, *Poa annua*, *Oxalis acetosella*, *Rubus idaeus* (Załącznik Tab. 1).

Na powierzchni K znaczne zmiany składu gatunkowego oraz udziału ilościowego zaobserwowano wśród roślin warstwy drzew i krzewów. Wzrastającym pokryciem, zanotowanym podczas analizowanych lat, charakteryzują się *Betula pendula*, *Quercus petraea*. Warstwa krzewów jest na powierzchni K bardzo bujnie rozwinięta, osiągając wysokie wartości zwarcia i pokrycia powierzchni przez gatunki ją budujące. Spotyka się płaty, w których oprócz wymienionych wcześniej gatunków dominującą rolę odgrywa *Picea abies*. Badania zmian pokrycia powierzchni dna lasu przez gatunki runa wskazują aktualnie wyraźne ograniczenie areалу zajmowanego przez *Vaccinium myrtillus*, spadek pokrycia sięga do 40 % (Załącznik Tab. 1). Stosunkowo znacznym wzrostem udziału w warstwie runa charakteryzują się *Deschampsia caespitosa*, *Agrostis capillaris*, *Calamagrostis epigejos*, *Cardaminopsis halleri*, *Trientalis europaea* (Załącznik Tab. 1). Niewielką rolę w pokryciu odgrywa: *Molinia caerulea*, *Cirsium arvense*, *Epilobium angustifolium*. Różnice pomiędzy udziałem gatunków występujących obecnie na powierzchni K oraz w latach 70-tych i 80-tych potwierdziły analizy statystyczne (Tab. 4.10).

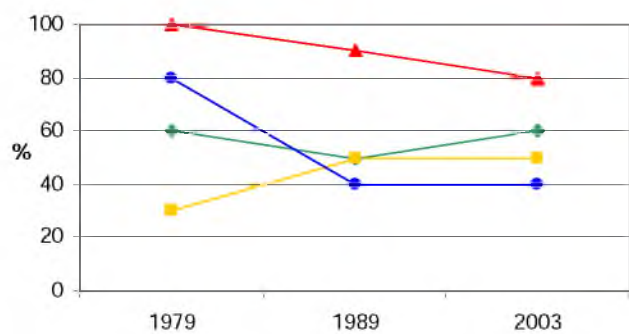
Wśród analizowanych powierzchni najmniejsze zwarcie drzewostanu stwierdzono na powierzchni L, obecnie do gatunków o dużym udziale procentowego pokrycia powierzchni należą *Picea abies*, *Betula pendula*, *Pinus sylvestris*. Bardzo dobrze jest rozwinięta warstwa runa, która osiąga 100% pokrycia. Dominującymi składnikami runa powierzchni L, charakteryzującymi się znacznym zwiększeniem udziału w roku 2003, są gatunki traw – *Calamagrostis epigejos*, *Deschampsia flexuosa*, *D. caespitosa*. Badania zmian pokrycia dna lasu wykazują także zwiększający się, choć już nie tak gwałtowny, udział innych gatunków – *Agrostis capillaris*, *Poa annua*, *Luzula pilosa*, *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *Stellaria longifolia*, *Dryopteris carthusiana*. Natomiast w porównaniu do lat ubiegłych stwierdzono obecnie wyraźne ograniczenie areálu zajmowanego przez *Calamagrostis villosa*. W 2003 roku odnotowano pojawienie się nowych dla powierzchni L gatunków warstwy zielnej, do których należą *Oxalis acetosella*, *Urtica dioica* oraz *Geum urbanum* (Załącznik Tab. 1). Istotne zmiany w ilościowym udziale gatunków pomiędzy rokiem 1979 oraz obecnymi badaniami w 2003 roku potwierdzają także analizy statystyczne (Tab. 4.10).

Zmiany struktury pionowej

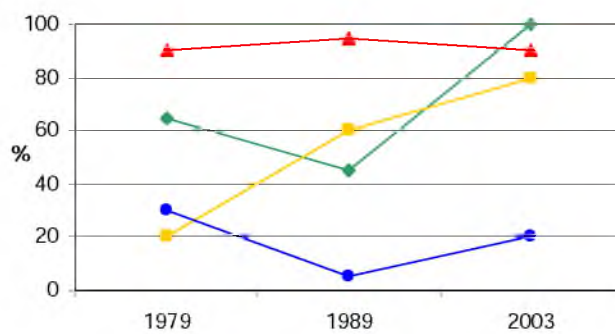
W celu scharakteryzowania zmian fizjonomii lasu analizowano zwarcie poszczególnych warstw badanych fitocenoz (Ryc. 4.21). Wszystkie wyodrębnione warstwy lasu odznaczają się znaczną dynamiką w obrębie 24-letniego okresu porównawczego.

Na podstawie analizy zwarcia drzewostanu powierzchni B stwierdzono nieznaczne wahania w analizowanym okresie. Po niewielkim spadku we wcześniejszych latach obecnie stwierdzono niewielki wzrost zwarcia warstwy drzew, do wartości 60 % (Ryc. 4.21, Zał. Tab. 1). Jediną powierzchnią, która charakteryzuje się systematycznym zmniejszaniem się zwarcia warstwy drzew jest powierzchnia L. Fakt ten jest związany nie tyle z przerzedzeniem koron, ale głównie z wyraźnym zmniejszeniem liczby drzew budujących drzewostan analizowanej powierzchni. Zupełnie odmienny stopień zwarcia koron drzewostanu odnotowano na powierzchni D (Ryc. 4.21, Zał. Tab. 1), która charakteryzuje się największym wzrostem zwarcia warstwy drzew w 2003 roku, spośród analizowanych powierzchni badawczych. Po kilkuprocentowym spadku zwarcia w przedziale od 1979 do 1989 roku, obecnie nastąpił gwałtowny – o 55% – wzrost zagęszczenia drzew powierzchni D. Fitocenoza na powierzchni G charakteryzuje się, od początku prowadzenia badań, tendencją wzrostową zwarcia warstwy drzewostanu. Początkowo notowano minimalne zagęszczanie koron, natomiast ostatnie badania wykazują wzrost zwarcia tej warstwy o 35 % (Ryc. 4.21, Zał. Tab. 1). Mniej wyraźne zmiany piętra drzewostanu stwierdzono na powierzchniach F oraz K, które po niewielkim obniżeniu zwarcia w 1989 roku, obecnie charakteryzują się tendencją do wzrostu zwarcia warstwy drzew (Ryc. 4.21, Zał. Tab. 1).

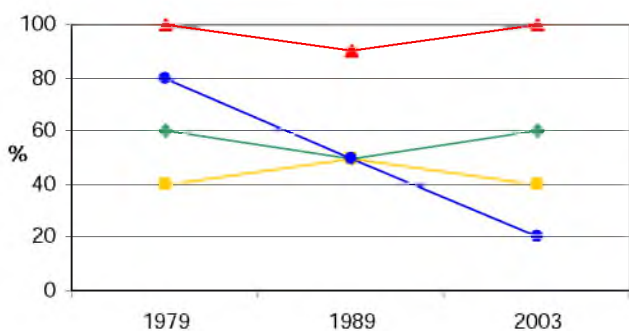
Porównanie struktury podszytu wykazało wzrost zwarcia tej warstwy na powierzchniach D oraz K. Powierzchnia D charakteryzuje się tendencją coraz większego zagęszczenia od początku założenia powierzchni w programie badawczym. W latach 1979-1989 wzrost był bardzo dynamiczny, natomiast ostatnie zmiany nie wykazały już tak wyraźnego trendu (Ryc. 4.21, Zał. Tab. 1). Inna kolejność zmian charakteryzuje układ warstwy krzewów powierzchni K, na której wcześniejsze badania wykazały utrzymanie zwarcia krzewów na stałym poziomie, natomiast rok 2003 przyniósł wzrost zagęszczenia o 20 % (Ryc. 4.21, Zał. Tab. 1). Stałą, niezmienną od 1989 roku, wartość zwarcia wykazuje również warstwa krzewów powierzchni B (Ryc. 4.21, Zał. Tab. 1). Natomiast powierzchnie F, G oraz L charakteryzuje aktualnie mniejszy stopień zagęszczenia podszytu w porównaniu do wcześniejszego okresu. W roku 1989 nastąpił wzrost zwarcia warstwy krzewów na analizowanych powierzchniach, jednak obecne badania potwierdzają spadek pokrycia o 10-20 % (Ryc. 4.21, Zał. Tab. 1).



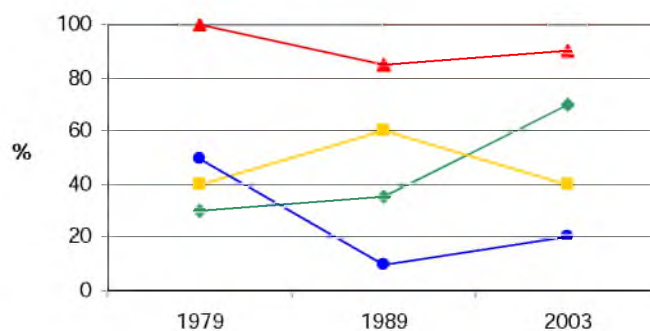
powierzchnia B



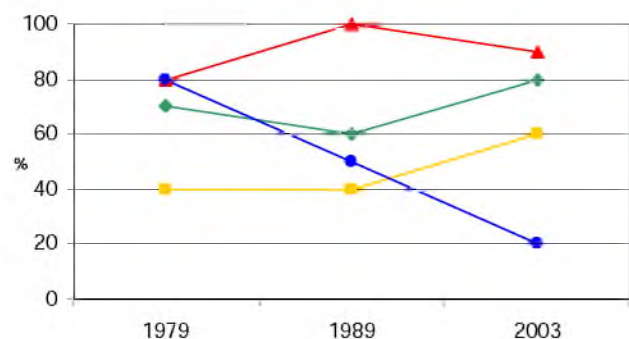
powierzchnia D



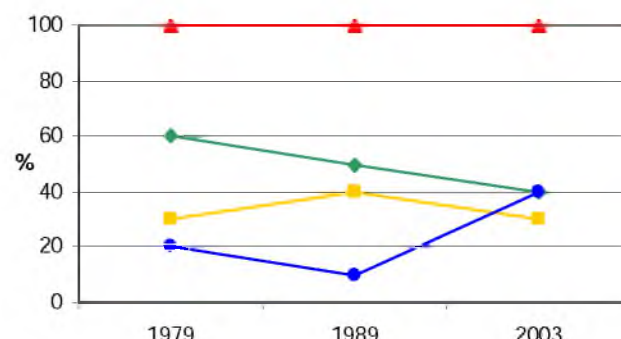
powierzchnia F



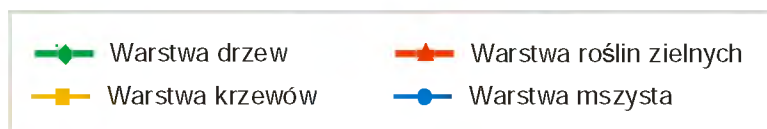
powierzchnia G



powierzchnia K



powierzchnia L



Ryc. 4.21 Zmiany struktury pionowej analizowanych fitocenoz w latach 1979-2003.

Charakteryzując pokrycie warstwy runa leśnego podczas aktualnych badań stwierdzono na powierzchniach B, D oraz K tendencję spadkową (Ryc. 4.21, Zał. Tab. 1). Obniżenie wartości procentowego pokrycia jest niewielkie wahając się od 5 do 10 %. Wzrost procentowego pokrycia warstwy roślin zielnych zanotowano na powierzchniach F oraz G (Ryc. 4.21, Zał. Tab. 1), natomiast pokrycie warstwy runa powierzchni L od początku prowadzenia badań pozostaje na stałym poziomie osiągając maksymalną wartość 100 % (Ryc. 4.21, Zał. Tab. 1).

Pokrycie warstwy mszystej na większości analizowanych poletek badawczych jest znacznie mniejsze w porównaniu do stanu, jaki notowano na początku programu monitoringowego w 1979 roku (Ryc. 4.21, Zał. Tab. 3). Do roku 1989 wszystkie powierzchnie charakteryzowała tendencja spadkowa, sięgająca do 40 % pokrycia warstwy mchów. Przeprowadzone w roku 2003 badania potwierdziły dalsze obniżenie pokrycia warstwy mszystej na powierzchni F i K (Ryc. 4.21, Zał. Tab. 3). Natomiast powierzchnie D, G oraz L charakteryzują się wzrostem procentowego pokrycia mchów sięgającego od 10-30 %, w porównaniu do 1989 roku (Ryc. 4.21, Zał. Tab. 3). Stałą, niezmienną od 1989 roku, wartość pokrycia warstwy mszystej zaobserwowano na powierzchni B (Ryc. 4.21, Zał. Tab. 3).

Udział gatunków klasy *Vaccinio-Piceetea*

W celu scharakteryzowania zmian zachodzących w fitocenozach klasy *Vaccinio-Piceetea*, do których należą badane powierzchnie, analizowano udział jakościowy oraz ilościowy gatunków borowych, a także stosunek gatunków siedliskowo obcych (Ryc. 4.22). Na podstawie porównania pokrycia gatunków w ciągu analizowanego 24-letniego okresu stwierdzono istotne statystycznie różnice pomiędzy średnim pokryciem gatunków borowych na badanych powierzchniach w 1979 roku oraz podczas aktualnych obserwacji (Tab. 4.11).

Porównując procentowy udział gatunków występujących na badanych powierzchniach, można stwierdzić tendencję wzrostową pokrycia wszystkich gatunków.

Znacznie większy udział w pokryciu, w ciągu dwudziestu czterech analizowanych lat, wykazują gatunki klasy *Vaccinio-Piceetea* (Tab. 4.11). Na powierzchniach B oraz F odnotowano w 1989 roku niewielki spadek pokrycia gatunków borowych, natomiast obecnie wszystkie powierzchnie charakteryzują się ich wysokim stopniem pokrycia (Tab. 4.11; Ryc. 4.22). Początkowo wzrost udziału gatunków z klasy *Vaccinio-Piceetea* był nieznaczny, jedynie powierzchnia D charakteryzowała się wyraźnym zwiększeniem udziału gatunków borowych już w 1989 roku. Aktualne badania potwierdzają widoczny wzrost pokrycia

gatunków zbiorowisk klasy *Vaccinio-Piceetea* na wszystkich badanych powierzchniach (Tab. 4.11).

Tabela. 4.11. Zmiany procentowego pokrycia powierzchni przez gatunki borowe oraz nieborowe na powierzchniach w latach 1979 – 2003. (Testy post-hoc, po teście Friedmana)

suma pokrycia powierzchni przez gatunki						
	borowe			nieborowe		
	1979	1989	2003	1979	1989	2003
B	161,6	158	203,5	29,5	58,9	86
D	122,5	208,7	255,5	58,7	92,3	175
F	184,6	176,1	272,5	17,4	50,2	50
G	127,6	144,2	219,5	63,8	109,6	47,5
K	160,6	177,7	196	54,8	46	126
L	148,6	154,5	185,5	94,6	40,9	126,5
średnia						
	150,92^a	169,87^{ab}	222,08^b	53,13	66,32	101,83
odchylenie standardowe						
	23,23	23,00	34,72	27,21	28,01	49,87

a, b – różnymi literami w obrębie wiersza oznaczono statystycznie istotne różnice pomiędzy średnią wartością pokrycia gatunków borowych w latach, poziom istotności – prawdopodobieństwo $p < 0,05$

W strukturze liczebności gatunków nie należących do grupy zbiorowisk borowych również zanotowano większe pokrycie w porównaniu do stanu z roku 1979. Jedynie powierzchnia G, na której w 1989 roku nastąpił wzrost udziału gatunków „nieborowych”, obecnie charakteryzuje się najmniejszym udziałem gatunków siedliskowo obcych fitocenzom borowym (Tab. 4.11). Na podstawie porównania pokrycia gatunków borowych oraz gatunków siedliskowo obcych, podczas aktualnych badań stwierdzono wyraźną przewagę udziału gatunków klasy *Vaccinio-Piceetea* dla powierzchni F oraz G (Ryc. 4.22). Najmniejszym udziałem charakteryzują się gatunki borowe występujące na powierzchni L, w niewielkim stopniu przewyższając udział gatunków „nieborowych” na tej powierzchni (Tab. 4.11).

Innym spojrzeniem na określenie kierunku zmian badanych fitocenz jest stosunek liczby gatunków właściwych dla badanych zespołów roślinnych – eufitów, do liczby gatunków obcych analizowanym siedliskom – allofitów (Tab. 4.12).

Analizując stosunek liczbowy gatunków borowych do gatunków siedliskowo obcych występujących na badanych powierzchniach, stwierdzono wzrastające wartości proporcji, co

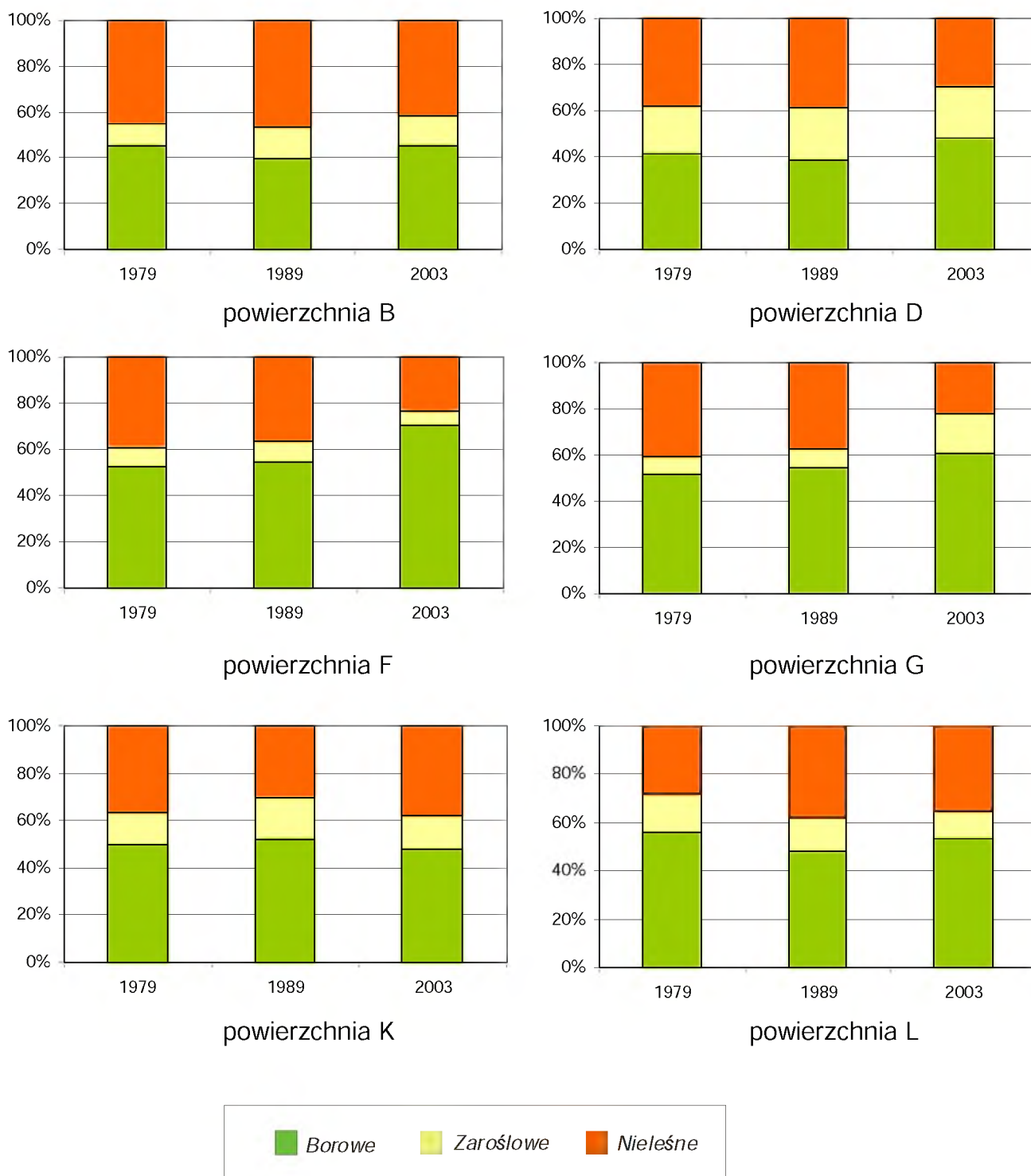
obrazują współczynniki w Tabeli 4.12. Do roku 1989 na powierzchniach B, D oraz L notowano zwiększenie liczby gatunków „nieborowych”, co wpłynęło na obniżenie wartości współczynników ukazujących zależność między eufitami a allofitami.

Tabela. 4.12. Stosunek liczby eufitów (E) do allofitów (A) na powierzchniach w latach 1979 – 2003 (OLACZEK 1974a).

Powierzchnie	E/A		
	1979	1989	2003
B	0,83	0,65	0,81
D	0,71	0,63	0,93
F	1,09	1,20	2,40
G	1,08	1,18	1,56
K	1,00	1,09	0,93
L	1,27	0,93	1,15

Natomiast wartości stosunku E/A przekraczające 1, obserwowane na powierzchniach F, G oraz K, wskazują na liczbową przewagę gatunków klasy *Vaccinio-Piceetea* (Tab. 4.12). Aktualne badania potwierdziły większy udział gatunków borowych na powierzchniach F, G oraz L, natomiast powierzchnie B, D i K charakteryzują się niewielką przewagą liczby gatunków siedliskowo obcych (Tab. 4.12).

Na podstawie udziału gatunków różnych grup siedliskowych w analizowanych fitocenozach stwierdzono zdecydowaną przewagę liczby oraz procentowego pokrycia powierzchni przez gatunki borowe, na powierzchni F. Najniższa wartość stosunku eufitów do allofitów stwierdzona na powierzchni B nie została potwierdzona najniższym udziałem pokrycia – fakt ten wskazuje na zajmowanie przez te gatunki większych powierzchni pomimo mniejszej liczebności. Przeciwną sytuację obserwujemy na powierzchni L, która charakteryzuje się większą liczbą gatunków borowych z mniejszym stopniem pokrycia, przez co ich udział jest niewiele wyższy od gatunków nieborowych.



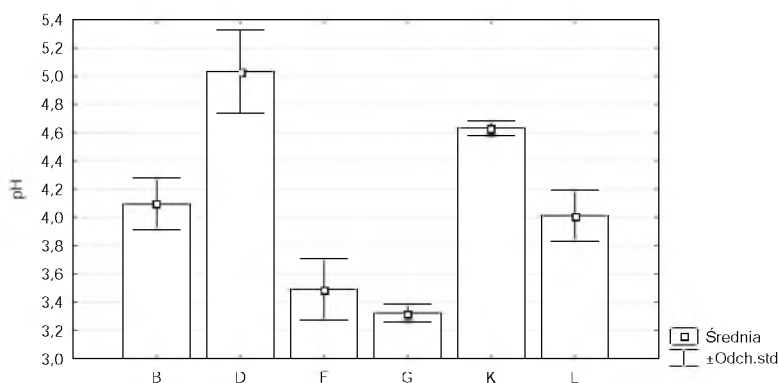
Ryc. 4.22. Udział grup siedliskowych na poszczególnych powierzchniach w latach 1979-2003.
Objaśnienia grup siedliskowych zamieszczono w rozdziale 3.2

4.3. CHARAKTERYSTYKA WARUNKÓW SIEDLISKOWYCH

4.3.1 CHARAKTERYSTYKA PODŁOŻA

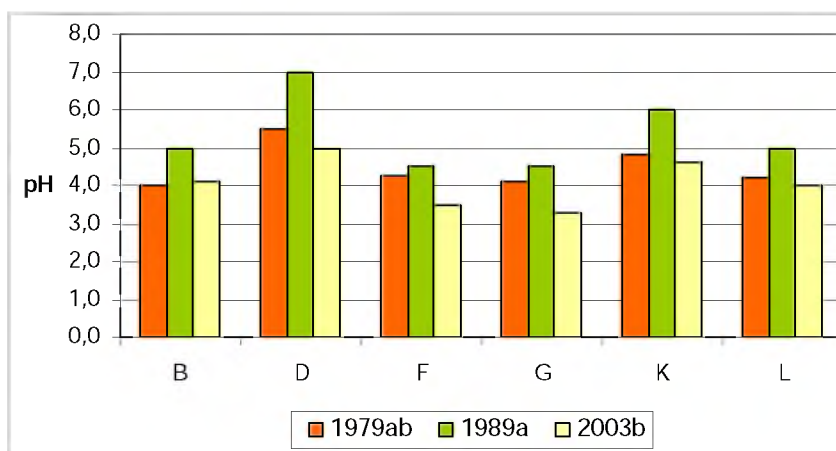
Odczyn gleby

Odczyn gleby badanych powierzchni wykazuje znaczne zróżnicowanie kwasowości podłoża analizowanych fitocenoz (Ryc. 4.23). Najwyższą wartość pH odnotowano na powierzchni D, zlokalizowanej najbliżej Huty, natomiast najniższe pH gleby występuje na powierzchni G, zlokalizowanej w odległości około 3 km na zachód od emitora.



Ryc. 4.23. Wartości pH gleby na badanych powierzchniach w 2003 roku.

Porównanie odczynu gleby badanych powierzchni w ciągu 24 lat wykazało wyraźne różnice (Ryc. 4.24). W 1989 roku notowano na wszystkich powierzchniach wzrost pH, osiągający najwyższą, stwierdzoną w okolicach Miasteczka Śląskiego, wartość na powierzchni D. W porównaniu do lat ubiegłych, aktualne badania wskazują tendencję spadkową, zaobserwowaną na wszystkich analizowanych powierzchniach. Istotne różnice w wartościach pH pomiędzy latami 1989 oraz 2003, potwierdza także analiza statystyczna (test Friedmana) (Ryc. 4.24).



Ryc. 4.24. Zmiany odczynu gleby na badanych powierzchniach w latach 1979-2003. a, b – różnymi literami oznaczono statystycznie istotne różnice pomiędzy wartością pH w latach, poziom istotności – prawdopodobieństwo $p < 0,05$

Zawartość metali ciężkich w glebie

Na podstawie analizy zawartości metali ciężkich w powierzchniowej warstwie gleby stwierdzono różne stężenie metali na badanych powierzchniach w 2003 roku. Najwyższe wartości poszczególnych metali najczęściej stwierdzano na powierzchni D, najniższe natomiast nagromadzenie najczęściej notowano na powierzchni B (Tab. 4.13., Ryc. 4.25.).

Tabela 4.13. Średnia zawartość metali ciężkich w glebie badanych powierzchni - [mg/kg].

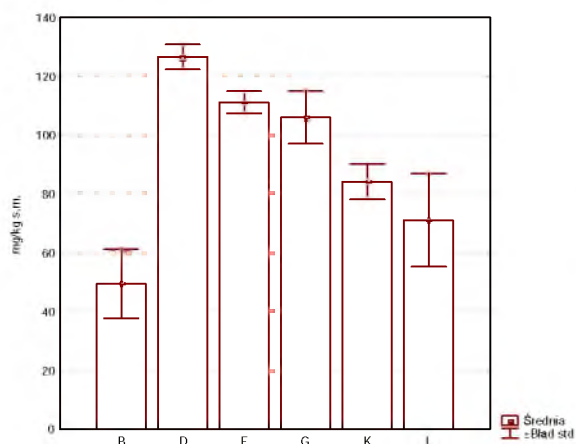
	Zn [mg/kg]			Pb [mg/kg]			Cd [mg/kg]		
	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE
B	49,42	28,62	11,68	82,07	58,33	23,81	0,90	0,31	0,13
D	126,65	10,40	4,25	227,68	200,92	82,03	12,30	13,23	5,40
F	111,18	9,22	3,76	213,48	77,75	31,74	4,53	2,22	0,91
G	105,98	21,94	8,96	110,60	77,72	31,73	4,42	3,32	1,36
K	84,17	14,64	5,98	85,80	15,65	6,39	1,02	0,73	0,30
L	71,10	38,83	15,85	128,33	60,35	24,64	1,57	0,91	0,37

	Fe [mg/kg]			Cu [mg/kg]			Mg [mg/kg]		
	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE
B	1003,40	84,81	34,62	3,22	1,06	0,43	9,88	9,11	3,72
D	266,00	73,39	29,96	5,68	4,02	1,64	88,23	39,54	16,14
F	534,12	220,30	89,94	4,68	1,24	0,51	34,93	17,05	6,96
G	489,42	197,34	80,56	2,35	0,27	0,11	68,50	36,81	15,03
K	1003,40	207,75	84,81	3,10	1,00	0,41	20,02	5,94	2,42
L	668,18	220,30	89,94	3,85	0,52	0,21	25,12	26,96	11,01

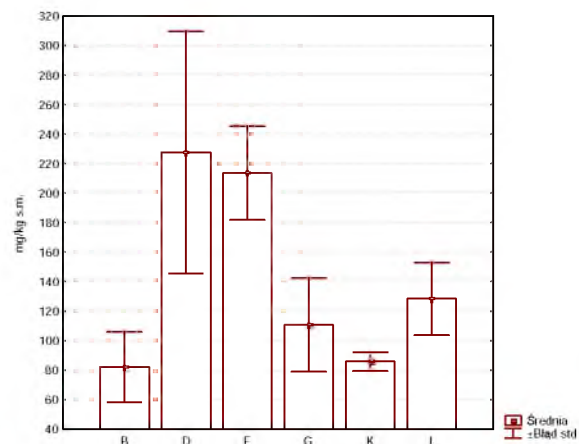
W celu wykazania wpływu opadu metali notowanego w okolicach Miasteczka Śląskiego przez WSSE w Katowicach, na zawartość analizowanych pierwiastków w glebie badanych powierzchni obliczono współczynniki korelacji prostoliniowej Pearsona. Istotną zależność odpowiadającą bezpośrednim wpływom środowiska na stężenie pierwiastków w glebie stwierdzono jedynie dla zawartości ołowiu w powierzchniowej warstwie gleby. Dla pozostałych pierwiastków – cynku, kadmu, żelaza oraz miedzi nie udało się wykazać takich zależności a współczynniki korelacji były nieistotne (Załącznik Tabela 5).

Cynk

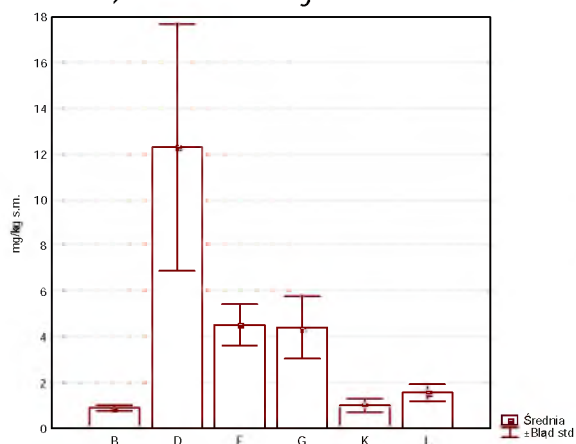
Największą zawartość cynku stwierdzono w glebie powierzchni D (126,65 mg Zn/kg suchej masy gleby) zlokalizowanej w najbliższej odległości od Huty. Najdalej ułożona powierzchnia B, oddalona o prawie 6 km od emitora, charakteryzuje się najniższą odnotowaną wartością, osiągając 49 mg Zn/ kg s.m. gleby (Ryc. 4.25a, Tab. 4.14).



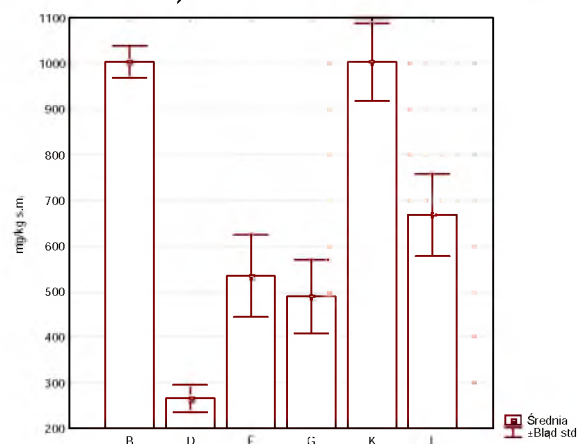
a) zawartość cynku



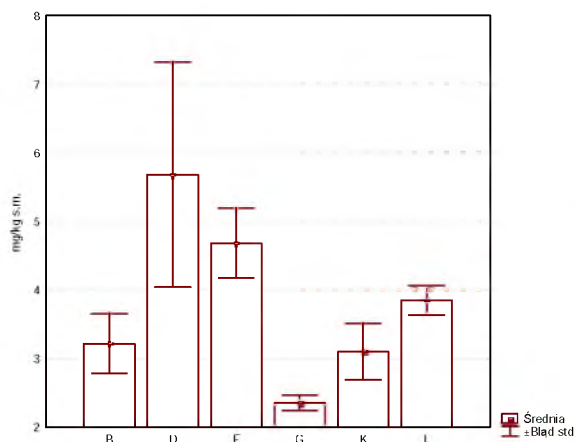
b) zawartość ołowiu



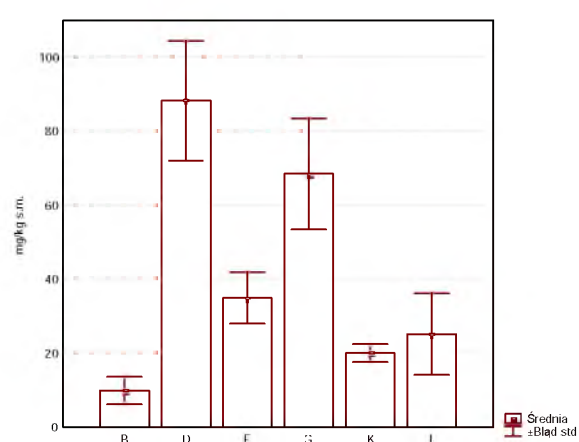
c) zawartość kadmu



d) zawartość żelaza



e) zawartość miedzi



f) zawartość magnezu

Ryc. 4.25. Zawartość poszczególnych metali w wierzchniej warstwie gleby badanych powierzchni w 2003 roku. [mg/kg suchej masy gleby]
a) cynk, b) ołów c) kadm d) magnez e) żelazo f) miedź

Tabela. 4.14. Kolejność powierzchni odpowiadająca zawartości poszczególnych pierwiastków w glebie badanych powierzchni w 2003 roku.

	Sekwencja powierzchni
Cynk (Zn)	D > F > G > K > L > B
Ołów (Pb)	D > F > L > G > K > B
Kadm (Cd)	D > F > G > L > K > B
Żelazo (Fe)	B / K > L > F > G > D
Miedź (Cu)	D > F > L > B > K > G
Magnez (Mg)	D > G > F > L > K > B

Ołów

Maksymalną zawartość ołowiu w glebie (227,69 mg/kg) stwierdzono na powierzchni D, nieco niższa zawartość występuje w glebie powierzchni F, najniższe stężenie omawianego pierwiastka charakteryzuje powierzchnię B (82,07 mg/kg). Rozkład zawartości ołowiu w wierzchniej warstwie gleby badanych powierzchni przedstawia Ryc. 4.25b oraz Tab. 4.14.

Kadm

Zdecydowanie najwyższe stężenie kadmu odnotowano w glebie powierzchni D (12,90 mg/kg), znacznie niższa zawartość charakteryzuje powierzchnie F oraz G, natomiast najniższą wartość, ponad dziesięciokrotnie niższą od maksymalnej na badanych powierzchniach, stwierdzono na powierzchni B (0,90 mg/kg) (Ryc.4.25c, Tab. 4.14).

Żelazo

Rozkład zawartości żelaza stwierdzony na badanych powierzchniach jest zupełnie inny w porównaniu do reszty analizowanych metali (Ryc. 4.25d, Tab. 4.14). Najwyższą zawartość żelaza stwierdzono w 2003 roku na powierzchniach B oraz K (1003,40 mg/kg), natomiast najniższe stężenie występuje na powierzchni D – 266 mg/kg.

Miedź

Największe nagromadzenie miedzi odnotowano na powierzchni D (5,68 mg/kg), nieco niższa wartość występuje na powierzchni F (4,68 mg/kg), natomiast najniższą zawartość miedzi stwierdzono w glebie powierzchni G (2,35 mg/kg) (Ryc. 4.25e, Tab. 4.14).

Magnez

Maksymalną zawartość magnezu stwierdzono na powierzchni D (88,23mg/kg), niewiele niższa wartość charakteryzuje powierzchnię G (68,50 mg/kg), natomiast prawie dziesięciokrotnie niższe stężenie (9,88 mg/kg) występuje na powierzchni B (Ryc. 4.25f, Tab. 4.14).

4.3.2 BADANIA WPŁYWU ZANIECZYSZCZEŃ NA DRZEWOSTANY SOSNOWE

Charakterystyka dendrometryczna drzewostanów

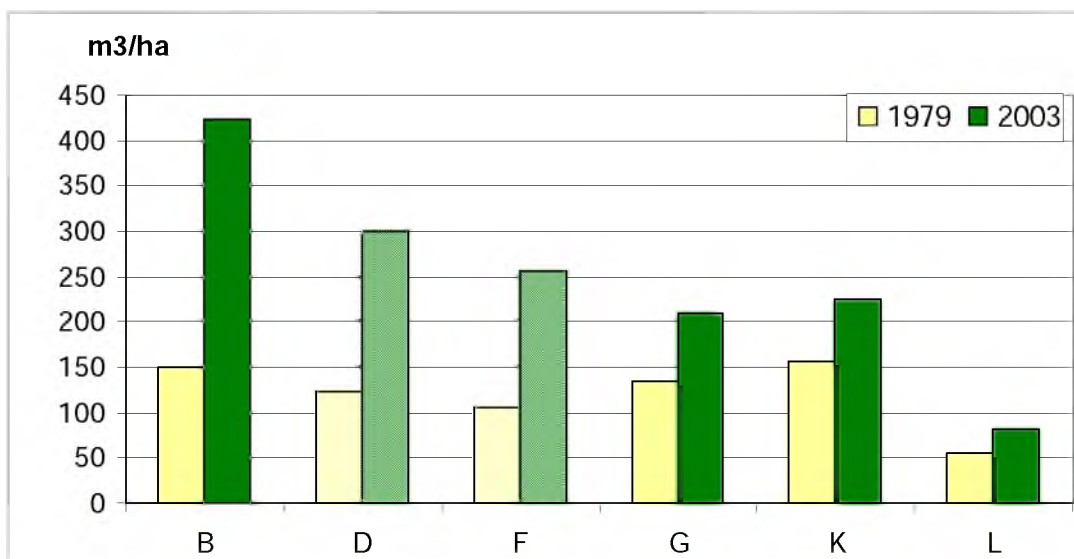
W celu przeanalizowania zmian produktywności drzewostanów – podstawowej funkcji ekosystemu leśnego – wykonano pomiary dendrometryczne umożliwiające prześledzenie dynamiki drzewostanów na badanych powierzchniach w latach 1979-2003.

Wartości analizowanych parametrów określających produktywność drzewostanów badanych powierzchni są zróżnicowane. Przyczyn tego stanu należy upatrywać w szkodliwych warunkach środowiskowych, w jakich znajdują, bądź też znajdowały się badane fitocenozy w ciągu ostatnich trzydziestu lat. Istotnym faktem, wpływającym na wyniki charakteryzowanych parametrów, jest również zróżnicowany wiekowo drzewostan badanych powierzchni.

W 2003 roku największą miąższość drzew stwierdzono w drzewostanie powierzchni B (Ryc. 4.26). Najniższa zasobność drzewostanów występująca obecnie jak i w roku 1979 (80 m³/ha, 55 m³/ha), na powierzchni L związana jest ze skrajnie małą grupą drzew *Pinus sylvestris* (2 okazy) występującą na badanej powierzchni. Drzewostan powierzchni L, będący najstarszym spośród badanych fitocenoz (obecnie VII klasa wieku), charakteryzuje się zmianami degeneracyjnymi, wynikającymi z naturalnego procesu starzenia się lasu.

Analizując miąższość drzew pozostałych powierzchni można stwierdzić, że obecnie najniższa miąższość grubizny, dwukrotnie mniejsza od najwyższej wartości notowanej dla drzew powierzchni B, występuje wśród sosen powierzchni G. Powierzchnie D, F oraz K charakteryzują się nieco większą zasobnością drzewostanów osiągając miąższość w granicach 220-300 m³/ha (Ryc. 4.26).

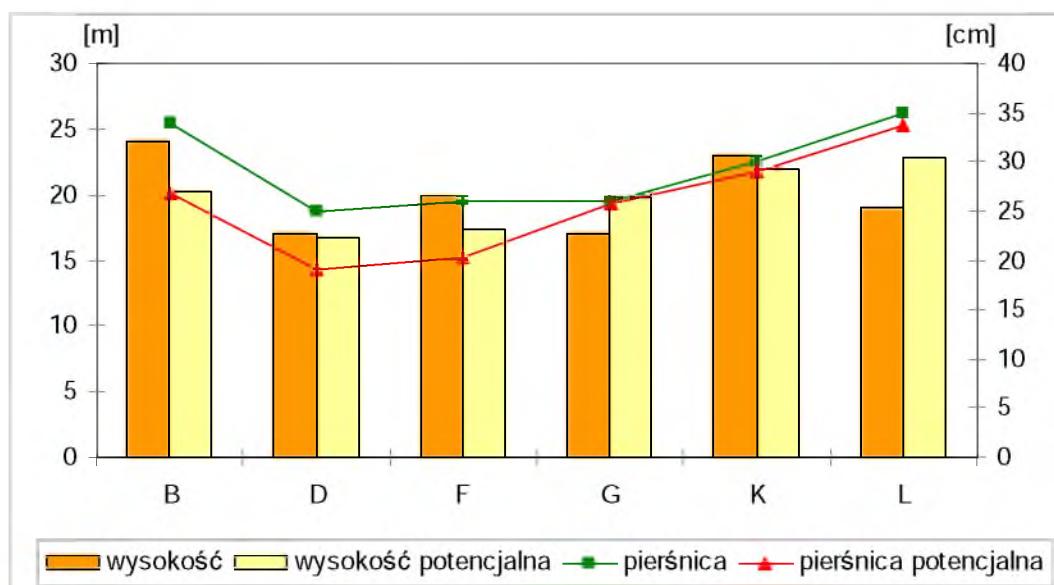
Porównując miąższość drzewostanów badanych powierzchni w 1979 roku można stwierdzić nieco inny układ wartości – niską zasobnością charakteryzował się drzewostan powierzchni F (105,67 m³/ha), natomiast najwyższą miąższość drzew stwierdzono na powierzchni K (155,94 m³/ha). Różnica pomiędzy wartością niższą oraz maksymalną nie była jednak tak wyraźna jak obecnie (Ryc. 4.26).



Ryc. 4.26. Zmiany miąższości drzewostanów na badanych powierzchniach w latach 1979 oraz 2003
 Objasnienia: D, F – drzewostan IV klasy wieku, B, G, K, L – drzewostan V i starszych klas wieku

Największą wysokość drzew sosnowych stwierdzono obecnie na powierzchniach B oraz K (Ryc. 4.27). Najniższą wysokością charakteryzują się sosny powierzchni D oraz G. Drzewa rosnące na powierzchni L cechuje największa pierśnica, niewiele mniejszą średnicą charakteryzują się sosny w 100 letnim drzewostanie powierzchni B. Natomiast najmniejszą grubością pni, wynikająca z młodszego wieku drzewostanów, charakteryzowały się sosny powierzchni D. Na podstawie porównania pomiaru wysokości oraz pierśnicy z danymi tabelarycznymi (SZYMKIEWICZ 1971) charakteryzującymi potencjalną wartość parametrów, jakie mogą osiągnąć drzewa w tym wieku (Ryc. 4. 27), stwierdzono na powierzchniach G i L mniejszą wysokość drzew w porównaniu do szacunkowych wartości. Wysokość drzew drzewostanów pozostałych powierzchni przewyższa oszacowane w tabelach wartości.

Porównując pomiar oraz szacowane wartości pierśnicy drzew stwierdzono, na powierzchniach B, D i F wyraźnie większą grubość analizowanych drzew w stosunku do danych tabelarycznych (Ryc. 4.27). Nieco mniejsze różnice zaznaczają się dla grubości drzew z powierzchni K i L, natomiast jedynie drzewa powierzchni G charakteryzują się pierśnicą równą wartości szacowanej w tabelach (Ryc. 4.27).



Ryc. 4.27. Porównanie pomiaru wysokości oraz pierśnicy drzew w 2003 roku z potencjalną wartością tabelaryczną (SZYMKIEWICZ 1971)

Analiza przyrostu drzewostanów sosnowych w ciągu 24 lat, pozwala stwierdzić, że drzewa występujące na powierzchni B charakteryzują się najwyższym wzrostem wszystkich analizowanych parametrów – wysokości, pierśnicy, pola powierzchni przekroju oraz miąższości. Najintensywniejszy przyrost miąższości odnotowany na powierzchni B osiąga wartość ponad dziesięciokrotnie wyższą od najniższej wartości na powierzchni L (Tab. 4.15).

Tabela 4.15. Przyrost drzewostanów sosnowych na badanych powierzchniach w latach 1979-2003

Powierzchnie	Klasa wieku w 2003 roku	Przyrost wysokości [m]	Przyrost pierśnicy [cm]	Przyrost pola powierzchni przekroju drzew [m ² /ha]	Przyrost zasobności [m ³ /ha]
w latach 1979-2003					
B	VI	10,94	10,46	11,08	273,66
D	IV	6,03	8,69	8,88	176,16
F	IV	7,89	7,99	-2,73	150,21
G	V	0,52	5,61	-1,05	75,76
K	V	2,89	6,44	-1,15	68,51
L	VII	-1,30	4,30	-8,30	25,44

* Potencjalny przyrost produktywności drzewostanów w ciągu 24 lat, na siedliskach boru mieszanego (B, D, G) wynosi – 169,70 m³/ha; boru wilgotnego (F, K, L) – 180,72 m³/ha (TRAMPLER i in. 1990)

Wyraźny wzrost produkcji drzewostanów zanotowano również na powierzchni D oraz F (Tab. 4.15), natomiast zdecydowanie mniejszym wzrostem zasobności drzewostanów charakteryzują się powierzchnia G oraz K (Tab. 4.15). Drzewa powierzchni L, charakteryzującej się najstarszym drzewostanem, cechuje niewielki przyrost pierśnicy, przy jednoczesnym spadku (ujemna wartość) przyrostu wysokości drzew (Tab. 4.15). Niewielki przyrost wysokości oraz pierśnicy drzew w ciągu analizowanego 24-letniego okresu stwierdzono także na powierzchni G (Tab. 4.15). W okresie 24 lat stwierdzono na większości powierzchni (F, G, K, L) brak przyrostu powierzchni pola przekroju pierśnicowego drzew (ujemna wartość), jedynie drzewostany powierzchni B i D charakteryzuje dodatnia wartość parametru świadcząca o przyroście pola powierzchni przekroju drzew (Tab. 4.15).

W celu określenia zmian przyrostu grubości drzew sosnowych rosnących na badanych powierzchniach przeanalizowano przyrost pierśnicy oraz pola powierzchni przekroju pierśnicowego drzew w dwóch okresach – w latach 1979-1989, odpowiadających wzmożonej działalności Huty oraz latach 1989-2003, charakteryzujących się stopniowym obniżeniem produkcji przemysłowej zakładów na Śląsku (Tab. 4.15). Stwierdzono znaczną różnicę przyrostów w kolejnych okresach porównawczych.

Tabela 4.16. Przyrost pierśnicy oraz pola powierzchni przekroju drzewostanów sosnowych na badanych powierzchniach w okresach 1979-1989 oraz 1989-2003.

Powierzchnie	Przyrost pierśnicy [cm]		Przyrost pola powierzchni przekroju drzewostanów [m ² /ha]	
	1979-1989	1989-2003	1979-1989	1989-2003
B	2,11	8,35	-0,02	11,10
D	2,38	6,30	-3,37	12,25
F	0,95	7,04	-10,18	7,45
G	-0,04	5,65	-5,75	4,70
K	1,39	5,06	-1,97	0,82
L	-0,95	5,25	-3,33	-5,17

W latach 1979-1989 stwierdzono znaczne zahamowanie przyrostu grubości drzew wyrażające się niskimi wartościami przyrostu pierśnicy oraz wyraźnym spadkiem przyrostu pola powierzchni przekroju drzew (Tab. 4.16). Na powierzchni F spadek przyrostu pierśnicy drzew sięga do ponad sześciokrotnie niższych wartości w porównaniu z późniejszym okresem

(Tab. 4.16). Znacznie wyższe wartości przyrostu pierśnicy drzew stwierdzono na wszystkich analizowanych powierzchniach badawczych w latach 1989-2003 (Tab. 4.16).

Obserwacje dotyczące znacznego spadku przyrostu w latach 1979-1989 potwierdza wartości określające pole powierzchni przekroju drzew (Tab. 4.16). W okresie tym na wszystkich analizowanych powierzchniach zaobserwowano brak przyrostu powierzchni przekroju drzew, a najniższą wartość (-10,18) stwierdzono na powierzchni F. Zdecydowanie większy przyrost pola przekroju drzew badanych powierzchni charakteryzuje okres 1989-2003 (Tab. 4.16). Najwyższe i dodatnie wartości przyrostu pola przekroju drzew zaobserwowane na powierzchniach F, D, B oraz G świadczą o wyraźnym przyroście grubości drzew w latach 1989-2003. Jedynie na powierzchni L zanotowano pogłębiający się spadek przyrostu pola przekroju drzew (Tab. 4.16).

Ujemne wartości przyrostów analizowanych parametrów – wysokości, pierśnicy, pola powierzchni przekroju drzew oraz miąższości – wynikają ze zmniejszającej się, w analizowanym okresie, liczby drzew na badanych powierzchniach. Najniższe wartości przyrostu pola przekroju czy też średnicy drzew notowane na powierzchniach L, F potwierdzają znaczny ubytek sosen w pierwszym analizowanym okresie (Por. Tab. 4.4). Najniższe wartości przyrostów w dalszym ciągu notowane na powierzchni L (Tab. 4.15, 4.16) są wyrazem niewielkiej liczby drzew (2 okazy sosny), na podstawie których określa się te wartości.

Dynamika przyrostu grubości drzew w badanych drzewostanach

W celu scharakteryzowania dynamiki przyrostu grubości drzew w drzewostanach w różnym stopniu narażonych na emisje przemysłowe, prześledzono szerokość przyrostów rocznych drzew sosnowych rosnących na analizowanych powierzchniach. Przyrost rzeczywisty analizowanych drzewostanów przebiega typowo dla drzew światłolubnych, jakim jest sosna zwyczajna – wraz z wiekiem przyrost stopniowo maleje. W obserwacjach starano się uwzględnić fakt różnego wieku drzewostanów, które charakteryzują się przez to innym tempem przyrostu grubości. Analizując przebieg przyrostu grubości drzew badanych powierzchni obliczono przyrost drzew w wieku kulminacji oraz normalny przyrost drzew na grubość (Tab. 4.17). Najwyższymi średnimi wartościami przyrostu grubości charakteryzują się drzewa powierzchni F, natomiast najmniejszy przyrost grubości sosen stwierdzono na powierzchni G. Na większości powierzchni wartość określająca normalny przyrost grubości drzew przewyższa wartość rzeczywistego przyrostu grubości drzew, jedynie na powierzchni K obliczony normalny przyrost grubości, osiąga wartość niższą od przyrostu rzeczywistego.

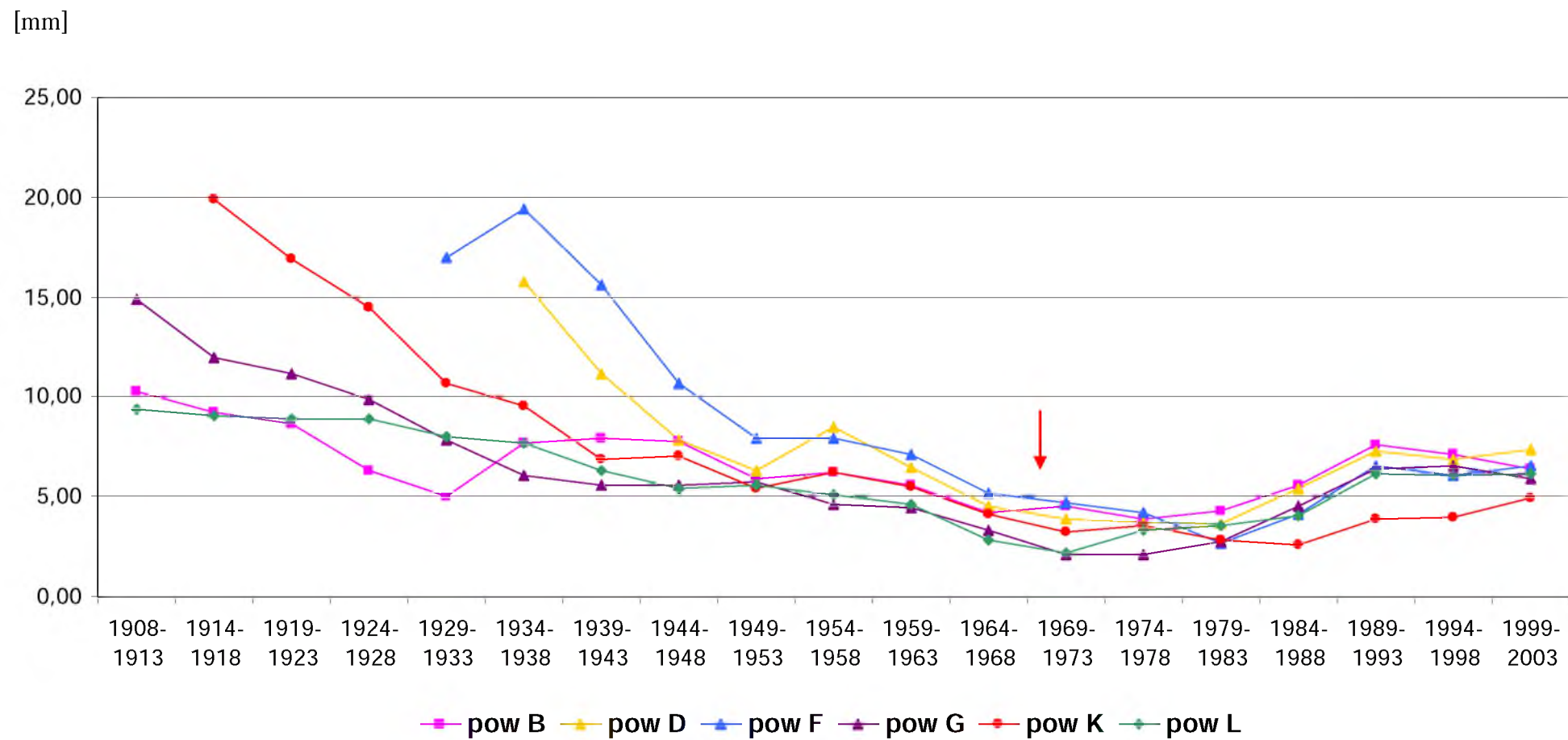
Stan ten można tłumaczyć stosunkową niską wartością przyrostu drzew powierzchni K w wieku kulminacji oraz niewielkim, najniższym wzrostem szerokości słoików rocznych notowanych po rozpoczęciu działalności Huty.

Tabela 4.17. Średnie wartości przyrostu grubości sosny zwyczajnej na badanych powierzchniach.

Powierzchnie	średni przyrost rzeczywisty (pomiar) [mm]	średni przyrost grubości w wieku kulminacji [mm]	średni normalny przyrost grubości (wzór) [mm]
B	6,55	17,72	7,60
D	6,69	13,90	7,06
F	7,00	19,12	9,59
G	5,87	18,32	7,37
K	6,38	13,29	5,88
L	6,17	16,45	6,85

Tabele charakteryzujące przebieg przyrostu grubości drzewostanów poszczególnych powierzchni zamieszczono w załączniku (Tabela 4).

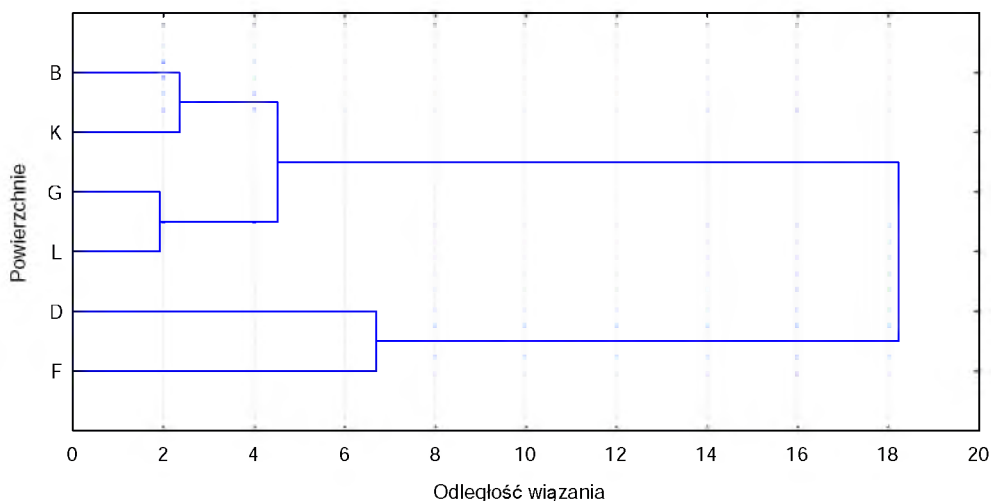
Pomimo niejednorodności wiekowej drzewostanów badanych fitocenoz, przedstawione wyniki ukazują wyraźną, jednakową zależność szerokości przyrostów rocznych od działalności emitora, która zaznacza się silnie na początku lat siedemdziesiątych. Na wszystkich analizowanych powierzchniach nastąpił znaczny spadek szerokości przyrostów rocznych w porównaniu do wcześniejszych okresów (Ryc. 4.28). Największa redukcja przyrostów nastąpiła w analizowanych okresach pięcioletnich w latach 1969-1983 na powierzchniach G (2,07mm) oraz L (2,21mm), gdzie szerokość słoików rocznych spadła o ponad 60 % osiąganych wcześniej wartości. Najmniejszym ograniczeniem przyrostu rocznego charakteryzowała się powierzchnia B (Ryc. 4.28). Drzewostany powierzchni F oraz K charakteryzują się opóźnioną, w stosunku do innych powierzchni, reakcją, stopniowo ograniczając roczne przyrosty na początku lat siedemdziesiątych, aż do osiągnięcia minimalnej wartości przyrostu na powierzchni F – 2,66 mm w okresie 1979-1983, natomiast na powierzchni K (2,63mm) dopiero w latach 1984-1988. Powierzchnia D charakteryzuje się stopniowym i stosunkowo niewielkim spadkiem szerokości przyrostów, sięgającym 30 %, zaznaczającym się w latach 1969-1983 (Ryc. 4.28).



Ryc. 4.28. Dynamika bieżącego przyrostu rocznego na badanych powierzchniach w latach 1908 – 2003.

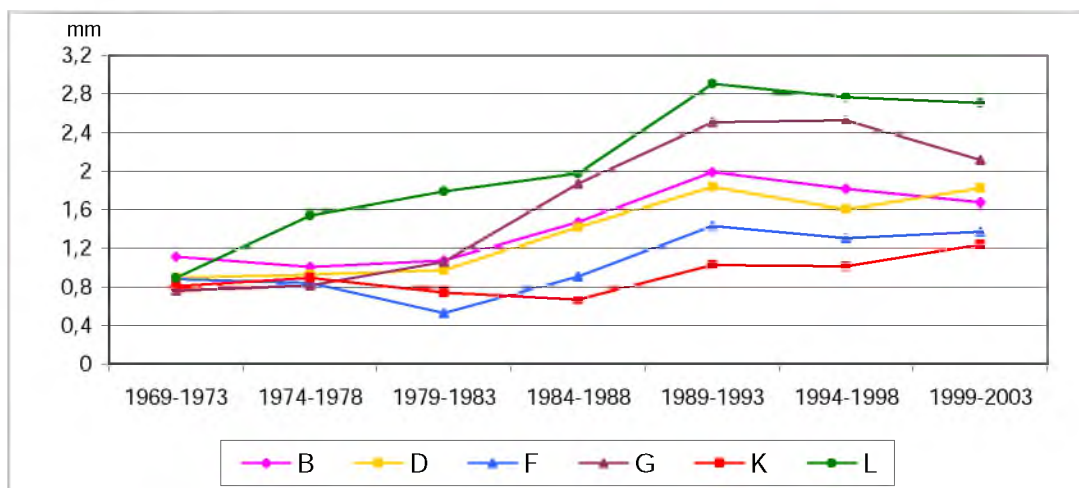
↓ – rozpoczęcie działalności Huty Cynku w Mysłowicach

Niejednorodne tempo przyrostu, będące wynikiem różnego wieku drzewostanu, potwierdza dendrogram podobieństwa przyrostu badanych drzewostanów (Ryc. 4.29). Na podstawie diagramu stwierdzono znaczną różnicę przyrostu drzewostanów w okresie przed rozpoczęciem działalności. Wyróżnienie powierzchni D oraz F jest wynikiem większej dynamiki przyrostu drzew w okresie przed uruchomieniem Huty.



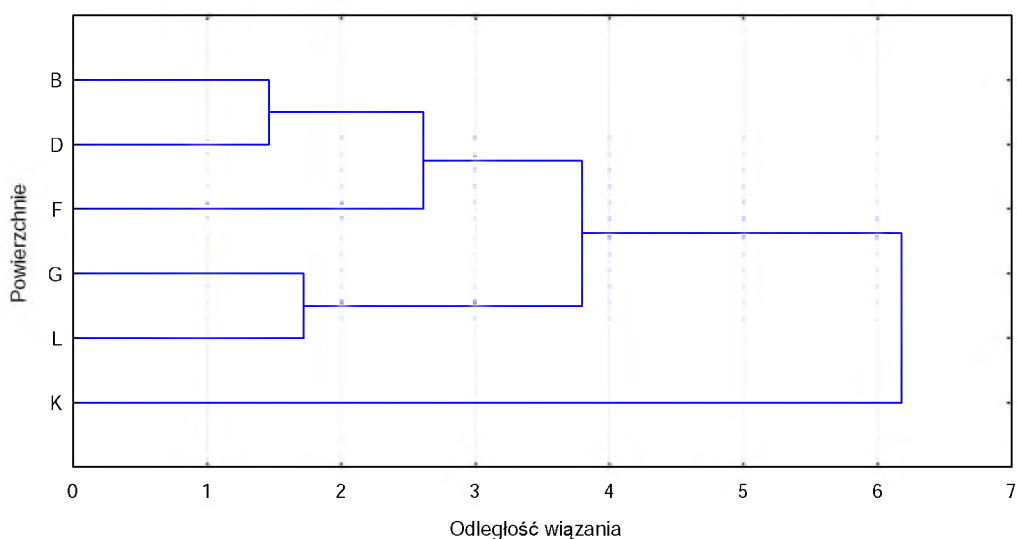
Ryc. 4.29. Podobieństwo przyrostu grubości drzewostanów badanych powierzchni w okresie przed rozpoczęciem działalności emitora (lata 1934-1968).
(metoda aglomeracji – pełne wiązanie; miara odległości – odległość euklidesowa)

W celu dokładnej charakterystyki przyrostów grubości drzew od momentu rozpoczęcia działalności Huty do chwili obecnej, analizowano relatywny przyrost drzewostanów. Wartość tę obliczono na podstawie porównania poszczególnych okresów pięcioletnich odłożonych w kolejnych latach działalności Huty: r1 – 1969-1973; r2 – 1974-1978; r3 – 1979-1983; r4 – 1984-1988; r5 – 1989-1993; r6 – 1994-1998; r7 – 1999-2003 w porównaniu do ostatniego pięciolecia przed uruchomieniem zakładu r0 – 1964-1968 (Ryc. 4.30). Charakterystycznym zjawiskiem, obserwowanym na większości powierzchni, jest wyraźny przyrost słoików rocznych w latach osiemdziesiątych (Ryc. 4.28, Ryc. 4.30). Powierzchnie, które charakteryzował największy spadek szerokości słoików rocznych notowany na początku działalności Huty – powierzchnia G oraz L, cechuje obecnie nagły wzrost relatywnej wartości przyrostów w porównaniu do lat przed rozpoczęciem emisji. Najmniejszym przyrostem w porównaniu do lat poprzedzających uruchomienie Huty charakteryzuje się powierzchnia K, na której obserwowany jest stopniowy powolny wzrost relatywnego przyrostu słoików rocznych w poszczególnych okresach (Tab. 4.30).



Ryc. 4.30. Wielkość relatywnego przyrostu drzewostanów na badanych powierzchniach od rozpoczęcia emisji przez Hutę Cynku „Miasteczko Śląskie”
 Objasnienia: r1 – 1969-1973; r2 – 1974-1978; r3 – 1979-1983; r4 – 1984-1988; r5 – 1989-1993; r6 – 1994-1998; r7 – 1999-2003

Obserwowaną dynamikę przyrostu od momentu uruchomienia emitora potwierdza także diagram podobieństwa. Obecnie najbardziej odrębnym typem wzrostu – najniższym, jak stwierdziły wcześniejsze analizy, charakteryzuje się drzewostan powierzchni K (Tab. 4.31). Powierzchnie G oraz L tworzą również wyróżniającą się parę dzięki silnemu wzrostowi notowanemu w latach osiemdziesiątych. Pozostałe powierzchnie – B, D oraz F charakteryzują się większym podobieństwem, co zaobserwowano także we wcześniejszych analizach.



Ryc. 4.31. Podobieństwo przyrostu grubości drzewostanów badanych powierzchni w okresie po rozpoczęciu działalności przez Hutę (lata 1969-2003).
 (metoda aglomeracji – pełne wiązanie; miara odległości – odległość euklidesowa)

Bezpośredni wpływ zanieczyszczeń na szerokość przyrostów rocznych sosny na badanych powierzchniach potwierdzają istotne współczynniki korelacji pomiędzy szerokością słoików przyrostowych, a zawartością metali ciężkich w drewnie analizowanych drzew (Tab. 4.18). Ujemne wartości korelacji dowodzą negatywnego wpływu zawartości toksycznych pierwiastków na przyrost grubości sosny. Najwyższe ujemne oraz istotne wartości korelacji zanotowano na wszystkich powierzchniach w przypadku ołowiu. Zaznacza się bezpośrednia zależność zawartości analizowanych metali na szerokość przyrostu grubości na powierzchniach G oraz L. Natomiast najmniejszą zależność pomiędzy zawartością metali w drewnie a przyrostem grubości tych drzew, wyrażoną niskimi i nieistotnymi wartościami korelacji, zanotowano na powierzchniach D oraz F. Nie stwierdzono istotnego wpływu zawartości kadmu na szerokość przyrostów grubości drzew na powierzchniach B, D oraz F, a także zawartości cynku w drewnie na przyrost grubości sosen z powierzchni D oraz F.

Tabela. 4.18. Zależność pomiędzy szerokością przyrostów rocznych a zawartością poszczególnych metali w drzewostanach badanych powierzchni. (Korelacja prostoliniowa Pearsona)

	Zn	Cd	Pb	Fe	Cu	Mn	Mg
B	-0,58*	-0,41	-0,74*	-0,44	-0,47*	-0,71*	-0,60*
D	-0,49	0,08	-0,71*	-0,46	-0,41	0,08	-0,28
F	-0,31	-0,05	-0,61*	-0,17	-0,20	0,45	-0,43
G	-0,66*	-0,67*	-0,67*	-0,69*	-0,51*	-0,62*	-0,68*
K	-0,74*	-0,58*	-0,56*	-0,36	-0,43	-0,61*	-0,49*
L	-0,77*	-0,71*	-0,78*	-0,51*	-0,65*	-0,68*	-0,81*

* - wartość istotna przy $p < 0,05$

Zawartość metali w drewnie sosny zwyczajnej

Badanie rozkładu promieniowego zawartości metali w pierścieniach przyrostów drzew występujących na analizowanych powierzchniach pozwoliło na próbę zobrazowania związku pomiędzy zawartością metali w drewnie a warunkami środowiskowymi.

Stwierdzono znaczny spadek zawartości metali w drewnie sosny zwyczajnej w ostatnich latach (Tab. 4.19, Ryc. 4.32). W porównaniu do wysokich zawartości metali z 1979 roku, wyraźnie mniejsze wartości odnotowano pod koniec lat osiemdziesiątych – spadek około 60-70 %. Tendencja spadkowa utrzymała się do roku 2003, jednak notowane obniżenie zawartości analizowanych pierwiastków nie jest już tak znaczne – około 20 %. Istotność różnic zawartości poszczególnych metali w latach 1979, 1989 oraz 2003 potwierdza analiza statystyczna - nieparametryczna analiza wariancji (test Kruskala-Wallisa oraz testy *post-hoc*)

(Tab.4.19). Wykazała ona istotne różnice pomiędzy zawartością cynku we wszystkich obserwowanych latach. Stężenie kadmu w roku 2003 istotnie odbiega od poprzednich okresów, natomiast zawartość ołowiu, manganu i magnezu w roku 1979 była istotnie wyższa od wartości notowanych w latach 1989 oraz 2003 (Tab. 4.19).

Tabela 4.19. Średnia zawartość (\pm odchylenie standardowe) metali w drewnie sosny w latach 1979-2003 [mg/kg s.m.]

	1979		1989		2003	
	średnia	SD	średnia	SD	średnia	SD
Zn	44,2 ^a	$\pm 14,90$	16,89 ^b	$\pm 5,96$	12,49 ^c	$\pm 5,43$
Cd	1,41 ^a	$\pm 0,99$	0,59 ^a	$\pm 0,23$	0,42 ^b	$\pm 0,15$
Pb	23,53 ^a	$\pm 13,43$	8,20 ^b	$\pm 5,26$	6,74 ^b	$\pm 2,31$
Fe	83,11	$\pm 73,64$	25,69	$\pm 36,83$	25,47	$\pm 21,14$
Cu	3,52	$\pm 4,21$	1,35	$\pm 1,43$	1,23	$\pm 0,71$
Mn	26,3 ^a	$\pm 19,34$	13,37 ^b	$\pm 9,41$	10,66 ^b	$\pm 6,60$
Mg	147,54 ^a	$\pm 65,27$	66,08 ^b	$\pm 17,74$	58,48 ^b	$\pm 13,22$

a, b, c – różnymi literami w obrębie wiersza oznaczono statystycznie istotne różnice między średnimi. poziom istotności – $p < 0,05$, SD – odchylenie standardowe

Dokładne tabele zawartości metali w drewnie sosny w poszczególnych pięcioletnich okresach przyrostowych na przestrzeni lat 1904-2003, notowane na badanych powierzchniach, przedstawiono w Załączniku (Tabela 8.1-8.7).

Cynk

Analiza zawartości cynku w drewnie sosen rosnących na badanych powierzchniach, zwraca uwagę na nierównomierny rozkład zawartości omawianego metalu w latach 1979-2003. Największą zawartość cynku, w okresie przyrostowym obrazującym 2003 rok, stwierdzono na powierzchni L (21,88 mg/kg), natomiast najniższą wartość odnotowano w drzewostanach powierzchni B (5,00 mg/kg), znajdującej się w odległości około 6 km od huty (Tab. 4.21). Podobny układ powierzchni, odpowiadający zawartości cynku w badanych drzewostanach, stwierdzono w 1989 roku (Tab. 4.20). Średnie nagromadzenie cynku w drewnie sosny wynosiło w tym okresie od 7,02 do 26,18 mg/kg. Najniższa wartość występowała na powierzchni B, natomiast maksimum na powierzchni L. Odmienną kolejność powierzchni odzwierciedlającą zmniejszającą się zawartości cynku można zauważyć w 1979 roku. Najwyższa wartość występowała w drewnie sosny rosnącej na powierzchni K, natomiast najniższa, podobnie jak w latach późniejszych, na powierzchni B.

Tabela. 4.20. Kolejność powierzchni odpowiadająca zmniejszającej się zawartości cynku (Zn), kadmu (Cd) oraz ołowiu (Pb) w drewnie sosny w latach 1979-2003.

	cynk	kadm	ołów
1979	K > F > L > G > D > B	G > K > L > F > B > D	K > G > F > L > B > D
1989	L > K > F > D > G > B	K > G > F > L > D > B	K > L > F > G > B > D
2003	L > K > D > F > G > B	G > F > K > L > B > D	K > G > F > D > L > B

Porównując zawartość cynku występującą w drewnie sosen poszczególnych powierzchni można stwierdzić, że najniższa wartość zawsze występowała na powierzchni B – najbardziej oddalonej od Huty Cynku (Tab. 4.20). Natomiast w przypadku ołowiu (1979, 1989) i kadmu (1979, 2003) najniższą zawartość pierwiastków stwierdzono na powierzchni B oraz D – zlokalizowanej w najbliższej odległości od Huty (Tab. 4.20). Do powierzchni o największej kumulacji Zn, Cd, oraz Pb zaliczyć można powierzchnię K, L oraz G – zlokalizowane w kierunku zachodnim i północno-zachodnim (Tab. 4.20).

Kadm

Maksymalną zawartość kadmu w drewnie sosny odnotowano na powierzchni G w okresie przyrostowym w 1979 roku – 3,27 mg/kg (Tab. 4.20, Tab. 4.21). Na pozostałych powierzchniach, w 1979 roku, wartości były znacznie niższe, osiągając od 1,11-1,56 mg/kg. Najniższe stężenie w 1979 roku stwierdzono na powierzchniach B (0,66 mg/kg) oraz D (0,49 mg/kg) (Tab. 4.21). Notowana w 1989 roku zawartość kadmu jest znacznie niższa od poziomu z lat siedemdziesiątych, nie przekraczając wartości 1 mg/kg. Największe nagromadzenie kadmu odnotowano, w tym okresie, dla powierzchni K (0,87 mg/kg) natomiast najniższe zawartości charakteryzowały, podobnie jak we wcześniej omawianym 1979 roku, powierzchnie B oraz D. Rok 2003 potwierdza dalszy spadek zawartości analizowanego pierwiastka, występujące w drewnie sosen stężenia kadmu mieszczą się w przedziale od 0,24 mg/kg (pow. D) do 0,58 mg/kg (pow. G) (Tab. 4.21). Analizując zawartość kadmu w drewnie sosen badanych powierzchni w poszczególnych latach można stwierdzić, że powierzchnie B oraz D charakteryzują się, przez wszystkie okresy najniższą zawartością metalu, natomiast drzewa występujące na powierzchni G cechują maksymalne wartości (Tab. 4.20).

Tabela. 4.21. Zawartość metali (\pm SD) w drewnie sosny zwyczajnej poszczególnych powierzchni w latach 1979-2003 [mg/kg s.m. drewna]

	powierzchnia B			powierzchnia D			powierzchnia F			powierzchnia G			powierzchnia K			powierzchnia L		
	1979	1989	2003	1979	1989	2003	1979	1989	2003	1979	1989	2003	1979	1989	2003	1979	1989	2003
Zn	20,43 \pm 0,64	7,02 \pm 0,40	5,00 \pm 0,25	32,68 \pm 2,15	18,35 \pm 3,32	13,13 \pm 0,03	57,22 \pm 1,00	18,43 \pm 0,12	11,47 \pm 1,18	40,37 \pm 2,81	12,37 \pm 1,22	7,85 \pm 0,25	64,77 \pm 13,49	18,99 \pm 1,92	15,62 \pm 0,26	49,47 \pm 2,84	26,18 \pm 10,11	21,88 \pm 6,09
Cd	0,66 \pm 0,14	0,33 \pm 0,04	0,25 \pm 0,03	0,49 \pm 0,06	0,35 \pm 0,04	0,24 \pm 0,02	1,18 \pm 0,71	0,69 \pm 0,03	0,55 \pm 0,06	3,27 \pm 0,04	0,80 \pm 0,00	0,58 \pm 0,04	1,56 \pm 0,19	0,87 \pm 0,00	0,51 \pm 0,04	1,28 \pm 0,13	0,49 \pm 0,03	0,36 \pm 0,01
Pb	14,32 \pm 0,34	4,74 \pm 0,05	4,57 \pm 0,06	9,80 \pm 1,40	4,24 \pm 0,01	5,22 \pm 0,57	19,69 \pm 3,96	7,09 \pm 0,06	6,88 \pm 0,18	33,07 \pm 8,57	6,83 \pm 0,30	7,88 \pm 1,76	45,83 \pm 1,94	18,56 \pm 1,63	10,72 \pm 0,15	18,47 \pm 0,57	7,70 \pm 2,22	5,17 \pm 0,62
Fe	71,07 \pm 4,40	3,47 \pm 1,75	16,84 \pm 13,33	35,33 \pm 22,78	2,79 \pm 0,08	7,52 \pm 0,78	5,15 \pm 2,12	16,69 \pm 2,89	5,21 \pm 0,10	202,16 \pm 10,15	107,14 \pm 44,41	64,68 \pm 4,56	162,04 \pm 123,41	8,32 \pm 1,26	16,84 \pm 1,06	22,89 \pm 1,88	17,71 \pm 7,44	41,71 \pm 17,06
Cu	2,89 \pm 0,37	0,73 \pm 0,26	0,31 \pm 0,25	1,49 \pm 0,29	0,49 \pm 0,15	1,60 \pm 0,26	1,10 \pm 1,18	0,67 \pm 0,17	0,75 \pm 0,21	1,09 \pm 0,43	0,56 \pm 0,30	1,11 \pm 0,00	11,98 \pm 9,70	4,18 \pm 1,26	1,20 \pm 0,39	2,55 \pm 0,36	1,45 \pm 0,38	2,36 \pm 1,32
Mn	20,89 \pm 3,26	8,82 \pm 0,05	6,97 \pm 0,05	3,87 \pm 1,07	2,05 \pm 0,03	2,51 \pm 0,31	12,32 \pm 10,37	10,54 \pm 0,23	8,85 \pm 0,89	41,74 \pm 1,75	18,00 \pm 0,17	13,95 \pm 1,45	56,30 \pm 13,24	29,51 \pm 0,48	21,75 \pm 1,18	22,94 \pm 3,27	11,29 \pm 0,59	9,90 \pm 0,49
Mg	116,70 \pm 11,80	46,61 \pm 0,19	45,91 \pm 0,34	113,68 \pm 3,40	63,4 \pm 3,51	67,31 \pm 0,01	100,22 \pm 33,28	47,06 \pm 1,87	50,33 \pm 2,37	268,49 \pm 1,40	92,78 \pm 5,50	45,59 \pm 4,64	109,18 \pm 6,65	74,67 \pm 4,04	77,91 \pm 5,14	176,97 \pm 13,65	72,20 \pm 0,39	63,84 \pm 0,81

Ołów

W ciągu całego omawianego okresu, najwyższym nagromadzeniem ołowiu charakteryzuje się drewno sosen rosnących na powierzchni K (Tab. 4.20, Tab. 4.21). Najniższe wartości stwierdzono natomiast na powierzchni D w latach siedemdziesiątych i osiemdziesiątych oraz na powierzchni B w 2003 roku. W 1979 roku najwyższa zawartość wynosiła 45,83 mg/kg, dziesięć lat później maksymalna wartość sięgała 18,56 mg/kg, natomiast w 2003 roku obniżyła się do wartości 10,72 mg/kg (Tab. 4.21). Najniższe notowane zawartości wynoszą od 9,80 mg/kg w 1979 roku, do 4,57 mg/kg dla roku 2003. Wartości te potwierdzają tendencję spadkową również w przypadku zawartości ołowiu w drewnie sosny. Układ powierzchni, przedstawiający wartości ołowiu od najwyższej do najniższej, w badanych latach przedstawia Tabela 4.20.

Żelazo

Najwyższą zawartość żelaza, w ciągu trzech analizowanych lat, stwierdzono w drewnie sosny z powierzchni G (202,16 – 64,68 mg/kg), natomiast układ pozostałych powierzchni, odpowiadający nagromadzeniu analizowanego pierwiastka w drewnie sosny zmieniał się znacznie w omawianych okresach (Tab. 4.21, Tab. 4.22). Najniższe wartości występowały na powierzchniach F oraz D. W 2003 roku na większości powierzchni (B, D, G, K) zawartość jest wyraźnie niższa od notowanej we wcześniejszych latach (Tab. 4.21). Drewno sosen rosnących na powierzchni F charakteryzuje się niewielkim wahaniami zawartości żelaza. W porównaniu do wcześniejszych lat drzewostany powierzchni L cechuje wyższe stężenie analizowanego pierwiastka. Układ powierzchni charakteryzujący malejącą zawartość żelaza przedstawia Tabela 4.22.

Tabela. 4.22. Kolejność powierzchni odpowiadająca zmniejszającej się zawartości żelaza (Fe), miedzi (Cu), manganu (Mn) oraz magnezu (Mg) w drewnie sosny w latach 1979-2003.

	żelazo	miedź	mangan	magnez
1979	G > K > B > D > L > F	K > B > L > D > F > G	K > G > L > B > F > D	G > L > B > D > K > F
1989	G > L > F > K > B > D	K > L > B > F > G > D	K > G > L > F > B > D	G > K > L > D > F > B
2003	G > L > B = K > D > F	L > D > K > G > F > B	K > G > L > F > B > D	K > D > L > F > B > G

Miedź

Na podstawie analizy zawartości miedzi w drewnie sosen badanych powierzchni, stwierdzono nierównomierny rozkład stężenia omawianego metalu w latach 1979-2003. Najwyższym nagromadzeniem miedzi charakteryzowało się drewno sosen z powierzchni K w latach siedemdziesiątych i osiemdziesiątych, osiągając odpowiednio wartości 11,98 i 4,18 mg/kg, oraz obecnie drzewostany powierzchni L z wartością 2,36 mg/kg (Tab. 4.21). W ciągu analizowanego okresu stwierdzono zmniejszanie się zawartości miedzi w drewnie, znaczne obniżenie zawartości metalu nastąpiło już w latach osiemdziesiątych, natomiast aktualne badania potwierdziły dalszą tendencję spadkową. Najniższa notowana wartość miedzi występuje obecnie w drewnie sosen powierzchni B (0,31 mg/kg), natomiast we wcześniejszych latach minimalne zawartości miedzi występowały na powierzchniach D oraz G (Tab. 4.22).

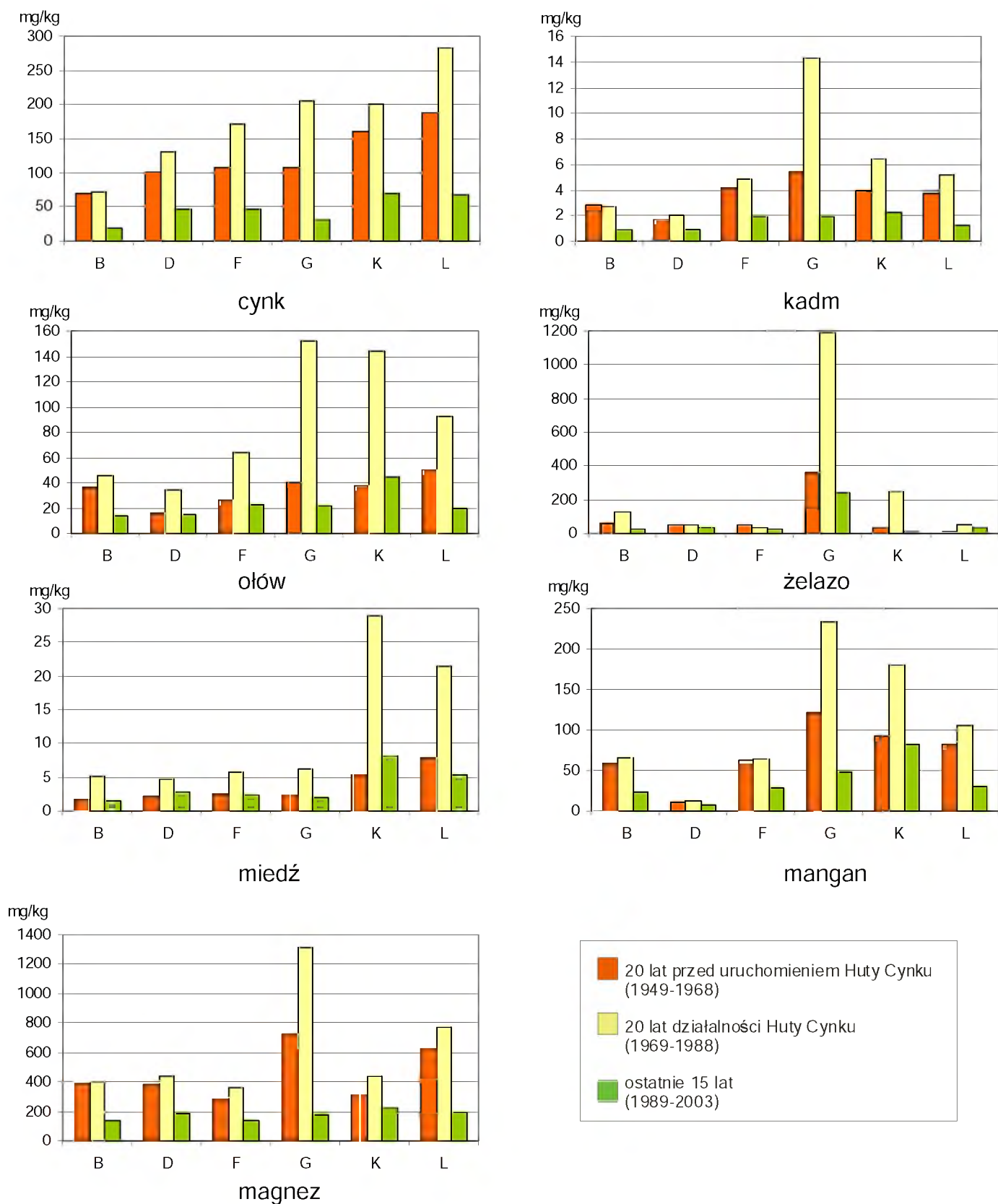
Mangan

Wśród analizowanych pierwiastków, mangan odznacza się najbardziej niezmiennym układem powierzchni przedstawiającym zawartość pierwiastka w poszczególnych latach (Tab. 4.21). Najniższą zawartość omawianego metalu stwierdzono w drewnie sosen z powierzchni K, natomiast najwyższą w drzewostanach na powierzchni D (Tab. 4.21). Maksymalna zawartość manganu znacznie obniżyła się podczas analizowanych lat – w 1979 roku osiągało wartość 56,30 mg/kg, natomiast obecnie notuje się wartości niższe o ponad 60 %, nie przekraczające 21,75 mg/kg (Tab. 4.21). Najniższa notowana zawartość manganu nie odznacza się tak wyraźnym wahaniem; obecnie na powierzchni D stwierdzono spadek zawartości manganu o 1,36 mg/kg.

Magnez

We wcześniejszych latach (1979, 1989) powierzchnia G charakteryzowała się najwyższą zawartością magnezu w drewnie sosny – 268,49 oraz 92,78 mg/kg, natomiast obecnie na powierzchni G stwierdzono najniższą zawartość omawianego pierwiastka – 45,59 mg/kg (Tab. 4.21). Najniższa wartość magnezu notowana w roku 1979 była dwukrotnie wyższa od notowanych później minimalnych zawartości. Znaczne obniżenie wartości magnezu, niemal trzykrotne, zanotowano już w latach osiemdziesiątych, natomiast obecnie nadal utrzymuje się tendencja spadkowa. Największe nagromadzenie manganu w 2003 roku występuje w drewnie sosen na powierzchni K, osiągając wartość 77,91 mg/kg (Tab. 4.20). Tabela 4.22 przedstawia układ powierzchni charakteryzujący się malejącą zawartością magnezu w poszczególnych latach .

Kolejną próbę określenia zmian zawartości metali ciężkich w drewnie sosny zastosowano w oparciu o 3 okresy – 20 lat przed rozpoczęciem działalności huty, 20 lat po uruchomieniu emitora oraz w ostatnich 15 latach (Rys. 4.32). Analiza ta wykazała wyraźne różnice w zawartości poszczególnych pierwiastków. Wyraźny wzrost zawartości wszystkich metali charakteryzuje okres dwudziestu pięciu lat od rozpoczęcia działalności Huty Cynku. Maksymalne zawartości poszczególnych pierwiastków, często znacznie przewyższające udział analizowanych metali na innych powierzchniach, występują w tym okresie na powierzchniach G (metale: Cd, Pb, Fe, Mn, Mg); L – (Zn); oraz K (Cu) (Ryc. 4.32). Istotnym faktem jest występowanie w przypadku niektórych pierwiastków (Zn, Cd, Mn, Mg) niższych wartości metali w drewnie wszystkich powierzchni w ostatnich latach, w porównaniu do okresu poprzedzającego uruchomienie Huty w Miasteczku Śląskim (Ryc. 4.32). Rozkład zawartości ołowiu, żelaza oraz miedzi jest zróżnicowany na poszczególnych powierzchniach. W przypadku ołowiu większą zawartość w ostatnim okresie stwierdzono jedynie na powierzchni K, drewno pozostałych powierzchni charakteryzuje się większymi wartościami ołowiu w okresie sprzed uruchomienia emitora (Rys. 4.32). Zawartość żelaza w latach 1989-2003 osiągnęła wyższą wartość jedynie w drewnie drzewostanów powierzchni L, przy niższym poziomie na pozostałych analizowanych powierzchniach (Rys. 4.32). Zawartość miedzi w drewnie sosny z powierzchni D oraz K w ostatnim analizowanym okresie (1989-2003), przekracza wartości notowane przed rozpoczęciem emisji przez Hutę Cynku, natomiast na pozostałych powierzchniach zaobserwowano niższe wartości (Rys. 4.32).



Ryc. 4.32. Sumaryczna zawartość metali w drewnie sosny na poszczególnych powierzchniach w 3 okresach porównawczych – w latach 1949-1968, 1969-1988 oraz 1989-2003.

W celu określenia zależności pomiędzy zawartością metali w drewnie sosny a czynnikami środowiskowymi prześlędzono wysokość emisji Huty oraz z opad pyłów notowanym przez WSSE w Katowicach w okolicach badanych powierzchni (Ryc. 4.33, Tab. 4.23). Porównanie emitowanych przez Hutę pierwiastków – cynku, kadmu oraz ołowiu – z ich zawartością w drewnie sosny badanych powierzchni wykazało wyraźne zależności pomiędzy analizowanymi parametrami (Ryc. 4.33). Wyrażna tendencja spadkowa emisji oraz zawartości metali w drewnie zaznacza się na początku lat dziewięćdziesiątych. Osiągnięta w 1969 roku przez Hutę moc produkcyjna zasadniczo wpłynęła na wzrost zawartości analizowanych pierwiastków w drewnie sosny. Największy wpływ emisji zaznacza się w drzewostanach powierzchni G, L oraz K (Ryc. 4.33). Natomiast niższa zawartość cynku i kadmu w drewnie sosen z powierzchni B oraz ołowiu na powierzchni D wskazuje na mniejszy wpływ emisji (Ryc. 4.33).

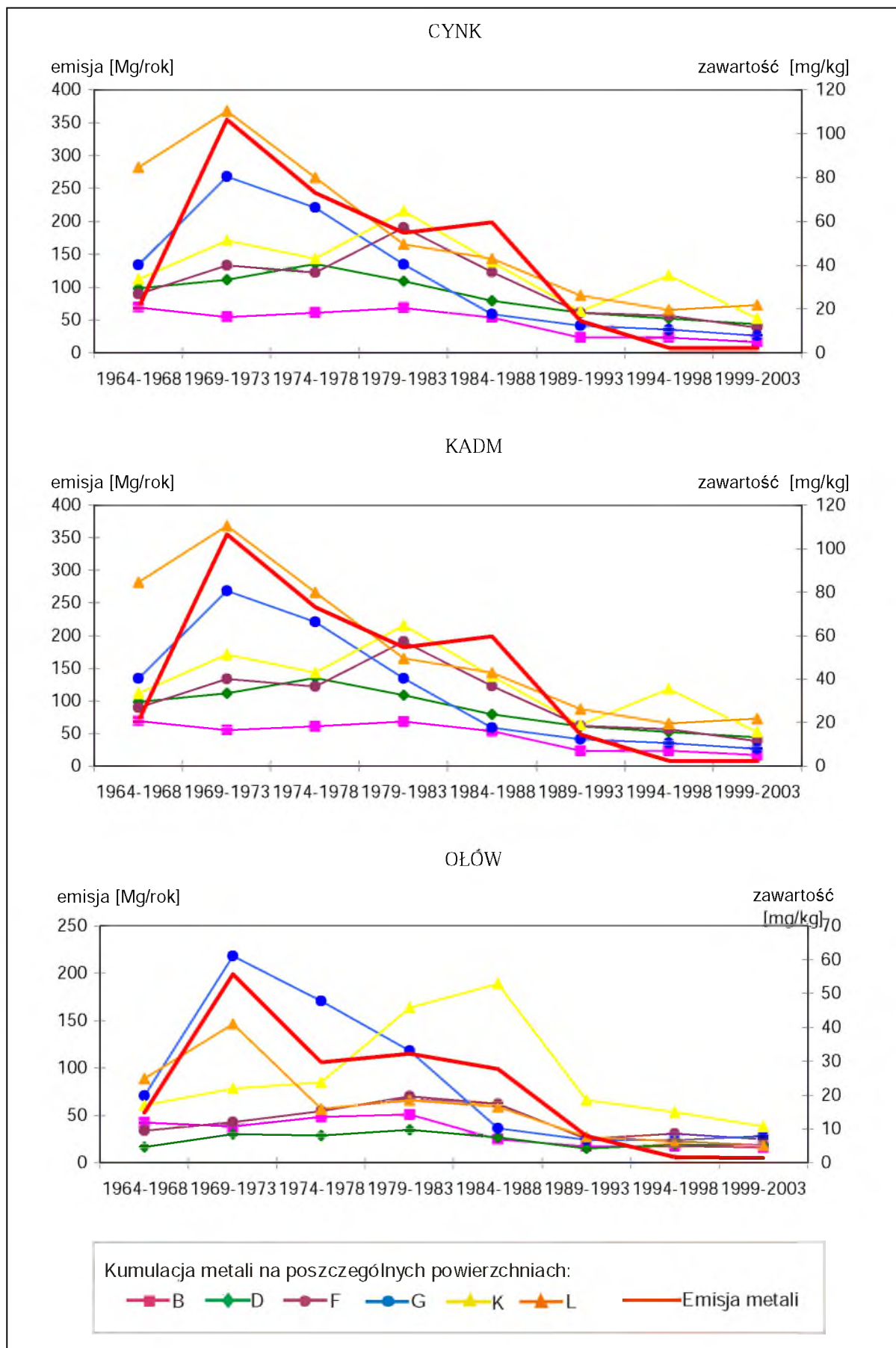
Bezpośredni wpływ zanieczyszczenia środowiska na zawartość analizowanych pierwiastków w drewnie sosen potwierdzają także przeprowadzona analiza korelacji. Wykazała ona istotne różnice oraz zależności pomiędzy analizowanymi parametrami. Wysokie i istotne współczynniki korelacji prostoliniowej potwierdzają wyraźną zależność zawartości metali ciężkich – głównie cynku, kadmu i ołowiu – w drewnie sosny od ilości tych pierwiastków w opadającym pyłe notowanym przez WSSE w Katowicach w okolicach badanych powierzchni (Tab. 4.23).

Tabela. 4.23. Zależność między średnim stężeniem metali w opadającym pyłe notowanym z okolic Miasteczka Śląskiego a zawartością tych pierwiastków w drewnie sosny w latach 1979-2003. (Korelacja prostoliniowa Pearsona)

	Zn	Cd	Pb	Cu	Fe	Mn
B	0,72*	0,76*	0,61*	-0,15	0,34	0,66*
D	0,84*	0,93*	0,87*	-0,13	0,50	0,40
F	0,82*	0,89*	0,82*	0,33	0,00	0,73*
G	0,69*	0,74*	0,85**	0,24	0,80*	0,85*
K	0,67*	0,92*	0,89*	0,39	0,72*	0,97*
L	0,87*	0,89*	0,91*	0,16	-0,24	0,97*

* - wartość istotna przy $p < 0,05$; ** - wartość istotna przy $p < 0,01$

Analizowano także zawartość metali w drewnie sosny oraz w glebie badanych powierzchni w okresie badawczym 2000-2003. Jednak pomimo istotnych statystycznie różnic w zawartości metali, przeprowadzona analiza korelacji nie wykazała istotnego wpływu stężenia analizowanych metali w powierzchniowej warstwie gleby na zawartość metali w drewnie sosen badanych powierzchni (Załącznik Tabela 6).



Ryc. 4.33. Wpływ metali – cynku, kadmu oraz ołowiu – emitowanych przez Hutę na ich zawartość w drewnie sosny poszczególnych powierzchni.

Wysoki stopień korelacji stwierdzono natomiast pomiędzy łączną zawartością poszczególnych analizowanych pierwiastków ze wszystkich badanych powierzchni (Tab. 4.24), a także pomiędzy zawartością metali na poszczególnych powierzchniach (Załącznik Tabela 7).

Tabela. 4.24. Współczynniki korelacji rang Spearmana pomiędzy średnią zawartością metali w drewnie sosny wszystkich badanych powierzchni w latach 1934-2003.

	Zn	Cd	Pb	Fe	Cu	Mg
Cd	0,66***					
Pb	0,59***	0,67***				
Fe	0,23***	0,40***	0,48***			
Cu	0,58***	0,36***	0,63***	0,29***		
Mg	0,63***	0,59***	0,55***	0,45***	0,31***	
Mn	0,51***	0,86***	0,67***	0,56***	0,42***	0,55***

* - poziom istotności przy $p < 0,05$; ** - poziom istotności przy $p < 0,01$; *** - poziom istotności przy $p < 0,001$

W celu wykazania wpływu zanieczyszczeń na badane fitocenozy leśne przeprowadzono analizę korelacji pomiędzy stanem zanieczyszczenia siedliska, w tym przypadku miarą była zawartość metali w drewnie sosny, oraz cechami określającymi różnorodność i bogactwo gatunkowe roślin występujących na badanych powierzchniach (Tab. 4.25). Stwierdzona istotna ujemna zależność pomiędzy zawartością cynku, kadmu oraz ołowiu a różnorodnością i bogactwem gatunkowym badanych powierzchni, potwierdza negatywny wpływ zanieczyszczeń na fitocenozy.

Tabela. 4.25. Wpływ danych siedliskowych – zawartości metali w drewnie sosny – na zróżnicowanie współczynników bogactwa i różnorodności gatunkowej (H' , N_0 , N_1 , N_2 , E) oraz na uporządkowanie dwóch pierwszych osi DCA (I, II); (Korelacja porządku rang Spearmana).

	Zn	Cd	Pb	Fe	Cu	Mg	Mn
DCA I	-0,23	0,07	-0,18	0,32	-0,20	-0,14	0,23
DCA II	-0,43	-0,63**	-0,55*	-0,12	-0,20	-0,28	-0,43
N_1	-0,71***	-0,60**	-0,64**	-0,24	-0,37	-0,66**	-0,41
N_2	-0,73***	-0,66**	-0,65**	-0,25	-0,32	-0,69**	-0,43
E	-0,63**	-0,45	-0,58*	-0,37	-0,40	-0,56*	-0,39
N_0	-0,44	-0,81***	-0,66**	-0,14	-0,20	-0,40	-0,55*
H'	-0,73***	-0,66**	-0,65**	-0,25	-0,32	-0,69**	-0,43

* - poziom istotności przy $p < 0,05$; ** - poziom istotności przy $p < 0,01$; *** - poziom istotności przy $p < 0,001$

Objaśnienia: H' – wskaźnik Shannona-Wiener'a, N_0 – liczba gatunków w próbie, N_1 – wskaźnik bogactwa, N_2 – wskaźnik różnorodności, E – wskaźnik jednorodności gatunkowej.

5. Dyskusja

5.1 Przemiany fitocenozy analizowanych powierzchni badawczych

Zbiorowiska leśne są zazwyczaj układami ustabilizowanymi i trwałymi, a tendencja do dynamicznych zmian w składzie gatunkowym i zróżnicowaniu strukturalnym, jest najczęściej wynikiem negatywnych wpływów antropogenicznych na te układy (FALIŃSKI 1991; WYSOCKI, SIKORSKI 2002).

Fitocenozy analizowanych powierzchni badawczych należą do 3 zespołów roślinnych: boru mieszanego (*Quercus roboris-Pinetum* J.MAT. 1988), boru świeżego – *Leucobryo-Pinetum* W.MAT.(1962)1973 oraz boru wilgotnego (*Calamagrostis villosae-Pinetum* STASZK. 1958), występujących na mało zasobnych oligotroficznych siedliskach. Stąd też wynika ich specyficzny i jednocześnie ubogi skład florystyczny (MATUSZKIEWICZ 2002). Stwierdzona na badanych powierzchniach niska liczba (44) gatunków odpowiada niewielkiemu bogactwu gatunkowemu analizowanych zespołów. Dla zespołu *Quercus roboris-Pinetum* J.MAT. 1988 w formie typowej MATUSZKIEWICZ (2002) podaje średnią liczbę – 29 gatunków, natomiast w przeciętnie opisywanym płacie *Leucobryo-Pinetum* W.MAT.(1962)1973 około 20 gatunków. Fakt niewielkiej liczby gatunków w borach nie jest sytuacją nietypową, podobne pod względem liczbowym płaty borów analizowane były wcześniej z okolic Górnego Śląska (GRESZTA 1975; CABAŁA 1990), a także z pozostałych regionów Polski (OLACZEK 1972; KĘPCZYŃSKI, ZAŁUSKI 1991). Można więc sądzić, iż wzrost liczby gatunków na analizowanych powierzchniach, jaki miał miejsce na początku prowadzenia badań obecnie ustępuje, a stwierdzone stopniowe zmniejszanie liczby gatunków od roku 1979 prowadzi do stabilizacji analizowanych fitocenozy.

Na podstawie analizy częstości występowania gatunków stwierdzono spadek od 1989 roku procentowego udziału gatunków rzadkich (notowanych na 1 powierzchni). Obecnie dominujący udział posiadają dwie skrajne liczby frekwencji – gatunki rzadkie (11 gatunków) oraz pospolite (12 gatunków). Większość sporadycznych gatunków występujących we wcześniejszych obserwacjach, nie została potwierdzona w aktualnych badaniach, a skład gatunkowy badanych zbiorowisk jest w dużej mierze podobny. Znaczny udział tych samych gatunków na wszystkich powierzchniach, wskazywać może na stabilizowanie się struktury borowej analizowanych fitocenozy. Obserwacje te nie potwierdzają badań innych autorów dotyczących antropogenicznie przekształconych siedlisk na terenie województwa śląskiego (SENDEK 1981; ROSTAŃSKI A. 1993, 1997a), którzy wskazywali na przewagę liczebną gatunków rzadkich wśród analizowanych flor. Wynik ten natomiast pokrywa się z rezultatami

badan fitocenozy leśnych zbliżonych do naturalnych (OLACZEK 1972; KĘPCZYŃSKI, ZAŁUSKI 1991; KUROWSKI 1993).

Analizując spektrum form życiowych gatunków występujących na badanych powierzchniach, stwierdzono dominację fanerofitów oraz hemikryptofitów (por. Ryc.4.5). Obserwacje te potwierdzają charakterystyczną strukturę zbiorowisk leśnych (FALIŃSKA 2004). W porównaniu do wcześniejszych badań zmniejszeniu uległ udział terofitów, obecnie osiągając znikomy procent składu flory. Występowanie terofitów zazwyczaj wiąże się ze znacznym stopniem antropogenicznego przekształcenia siedlisk (SENDEK 1981; URBISZ 1991), natomiast spadek ich udziału wskazywać może na stabilizowanie się struktury fitocenozy leśnej.

W składzie gatunkowym flory badanych fitocenozy dominują gatunki rodzime, natomiast antropofity stanowią znikomy procent (4 %). Do obcych przybyszów zaliczyć można jedynie dwa gatunki – *Quercus rubra* oraz *Padus serotina*. Fakt występowania gatunków obcych w warstwie podrostu oraz drzew, a także ich odnawiania w runie może wskazywać na skutki degradacji fitocenozy, powodowane osłabieniem ekosystemu poprzez długotrwałą działalność przemysłu, ale także niewłaściwą gospodarkę leśną, której skutki często podkreślają inni autorzy (CABAŁA 1980,1990; SENDEK 1981; SENDEK, ROSTAŃSKI A. 1989; ROSTAŃSKI K. 1991a).

Pod względem wymagań siedliskowych analiza flory badanych powierzchni wykazała znaczny udział gatunków o szerokim zakresie tolerancji oraz pojedyncze przypadki występowania roślin preferujących skrajne wartości analizowanych wskaźników. Wcześniejsze obserwacje wymagań siedliskowych wykazywały podobne wartości wskaźników ekologicznych. We florze badanych fitocenozy dominują gatunki preferujące umiarkowane siedliska pod względem większości analizowanych parametrów – temperatury, światła, wilgotności oraz trofizmu. Występujące na badanych powierzchniach gatunki charakteryzuje jedynie wyraźna preferencja kwaśnych gleb, co w przypadku siedlisk borowych jest zrozumiałe. Znaczny udział gatunków o charakterze eurytopowym stwierdzano także na zdegenerowanych siedliskach poszczególnych Okręgów Przemysłowych – Górnośląskiego (SENDEK, ROSTAŃSKI A. 1989; ROSTAŃSKI K. 1991a), Bełchatowskiego OP (KUROWSKI 1993), a także okolic Zakładów Azotowych we Włocławku (KĘPCZYŃSKI, ZAŁUSKI 1991). Ponadto systematyczne ustępowanie gatunków stenotopowych na obszarze całego kraju notowane jest od kilkadziesiąt lat (KORNAŚ 1977, 1982, 1990).

Fitocenozy podlegające zmianom ekologicznym, polegającym na degeneracji, regeneracji, regresji czy też sukcesji wtórnej, FALIŃSKI (1986, 1991) określa jako „dynamicznie nie zrównoważone”. W siedliskach uprzednio zniekształconych mechanizmy

obronne fitocenozy inicjują procesy regeneracyjne polegające na odbudowie i stabilizacji zbiorowisk w zmienionych warunkach (OLACZEK 1982; FALIŃSKI 1986, 1991). Udział gatunków pojawiających się na badanych powierzchniach i utrzymujących się w różnych okresach w analizowanym przedziale lat (1979-2003), pozwolił na określenie diagnozy procesów ekologicznych zachodzących w badanych fitocenozach (Por. rozdz. 4.1). Ustalona sekwencja grup gatunków od najliczniejszej do najmniej licznej, stwierdzona dla ogólnej liczby gatunków:

permanentne > progresywne > efemeryczne > regresywne > powracające

charakteryzuje, zaproponowany przez FALIŃSKIEGO (1988, 1991), model regeneracji badanych fitocenozy. Szczegółowa analiza udziału wyróżnionych grup gatunków na poszczególnych powierzchniach potwierdziła zmiany regeneracyjne na powierzchniach, charakteryzujących się starszym drzewostanem (B, G, K oraz L) (Tab. 4.8), układając się w charakterystyczny, dla schematu regeneracji, układ grup. Natomiast sekwencja grup w młodszych zbiorowiskach – na powierzchniach D oraz F:

permanentne > efemeryczne > regresywne > progresywne > powracające

odpowiada modelowi inicjalnej fazy procesu sukcesji wtórnej. Jest to obraz sukcesji wtórnej rekreatywnej, występującej głównie jako proces odtworzenia fitocenozy leśnych, w miejscach, na których kiedyś istniały zbiorowiska tego typu, lecz zostały przez działalność człowieka zdegenerowane (FALIŃSKI 1988, 1991). Obydwa procesy – regeneracja, czyli odbudowa fitocenozy oraz sukcesja wtórna odtwarzająca (rekreatywna) są podobne pod względem ekologicznym i często mylone (FALIŃSKI 1991). Różnica polega głównie na źródle wnikania potencjalnych diaspor do zdegenerowanych fitocenozy. Regeneracja odbywa się wewnętrznymi siłami zbiorowiska, natomiast sukcesja rekreatywna za pomocą diaspor pochodzących z zewnątrz (FALIŃSKI 1991). Na tej podstawie można spodziewać się nieco innego składu florystycznego na powierzchniach D i F w momencie końcowego stadium sukcesji. Brak, na badanych powierzchniach grupy gatunków, które FALIŃSKI określa jako przechodnie, może wynikać z niewielkiej liczby porównań, ponieważ pomimo długiego okresu zmian, analizowane są jedynie 3 lata (1979, 1989, 2003).

Zaobserwowane procesy regeneracyjne i odtwarzające są dopiero pierwszym sygnałem korzystnych zmian, jakie zachodzą w badanych fitocenozach, natomiast do uzyskania pełnego obrazu wymagany jest znacznie dłuższy okres obserwacji. Według FALIŃSKIEGO (2001) do charakteryzacji przemian degeneracyjnych fitocenozy potrzeba 15-25 lat, natomiast regeneracja zbiorowisk po dłuższej presji antropogenicznej jest możliwa dopiero w przeciągu 25-80 lat. Analizowany w obecnych badaniach okres 24 lat pozwala

jedynie na wstępną ocenę poprawy kondycji analizowanych zbiorowisk oraz próbę prognozowania dalszego rozwoju. Istotne natomiast wydaje się prowadzenie dalszych obserwacji przemian fitocenozy w okolicach Miasteczka Śląskiego, które potwierdziłyby, bądź też zweryfikowały obecne przewidywania.

Jednym z elementów biomonitoringu na terenach narażonych na oddziaływanie przemysłu jest obserwacja występowania porostów – organizmów wysoce wrażliwych na zanieczyszczenia przemysłowe. Zależność od wody atmosferycznej oraz sposób gospodarowania nią naraża porosty na znaczne szkody w przypadku zanieczyszczeń substancjami emitowanymi do atmosfery, w szczególności SO₂ oraz metali ciężkich (BYSTREK 1987). Gatunki porostów występujące na badanych powierzchniach należą do grupy porostów wytrzymujących stosunkowo duże zanieczyszczenie atmosfery, co potwierdzają wcześniejsze badania ROSTAŃSKIEGO K. i SOKOŁA (1980). Na terenach tych pojawiają się degenerujące szczątki plech takich odpornych gatunków jak: *Lecanora conizaeoides*, *Lepraria incana*, *Amandinea punctata*, ponadto na korze drzew u nasady pnia występują też sporadycznie plechy *Cladonia coniocraea*. Stopniowe zanikanie gatunków krzaczkowatych z koron i pni drzew oraz wkraczanie porostów występujących na martwym drewnie (*Lecanora conizaeoides*) jest efektem degeneracyjnego wpływu przemysłu na badane siedliska. Do gatunków bardziej wrażliwych, występujących na badanym terenie należą *Cladonia chlorophaea* oraz *Cladonia pyxidata*. Potwierdza to fakt notowania tych gatunków jedynie na trzech, najbardziej oddalonych od Huty Cynku powierzchniach (powierzchni B, K i L). Niewielka liczba (9) gatunków występujących obecnie na badanych powierzchniach, zwłaszcza bardzo sporadyczne występowanie porostów krzaczkowatych oraz słaba kondycja plech pozostałych epifitów wskazuje na utrzymywanie się podwyższonych stężeń zanieczyszczenia powietrza, uniemożliwiających większy wzrost oraz pojawienie się nowych gatunków (ŁYSKO, MARSKA 2002). KISZKA (1993) w badaniach borów sosnowych na terenie województwa śląskiego, udokumentował występowanie 17 gatunków porostów epifitycznych. Na złą kondycję zdrowotną oraz znaczne uszkodzenia chorobowe morfologii porostów występujących na badanych obszarach, wskazują również badania gatunku *Hypogymnia physodes*, które potwierdzają znaczne zamieranie komórek glonowych w warstwie gonidialnej plech (BETLEJA 1991).

Znaczne zmiany zaobserwowane w składzie flory oraz w odnawianiu się gatunków drzewiastych, budujących warstwy drzew oraz podrostu wskazują na wyraźną dynamikę fitocenozy. Wszystkie występujące na badanych powierzchniach gatunki charakteryzują się różnym stopniem wahaniami w ciągu analizowanego okresu, jednak najbardziej wyraźne zmiany dotyczą udziału *Picea abies*. Obecnie gatunek ten notowany jest na wszystkich

powierzchniach, często jako dominujący element podrostu. Na powierzchniach D oraz K jego liczebność w ostatnich 14-tu latach zwiększyła się niemal dwustukrotnie (por Ryc. 4.14). Fakt liczego pojawienia się świerka można tłumaczyć zmianą warunków siedliskowych, które zaszły na badanych powierzchniach – większym dopływem światła w wyniku przerzedzenia koron (powierzchnia D) pod wpływem emisji, a także odsłonięcia powierzchni na skutek trzebieży w przylegającym płacie lasu (powierzchnia K). Kolejnym impulsem przyczyniającym się do wywołania fali regeneracyjnej świerka jest poprawa warunków środowiskowych, będąca następstwem zmniejszania się zanieczyszczenia pod koniec lat osiemdziesiątych. Brak stabilności fitocenoz uprzednio osłabionych wpływem emisji spowodował korzystne warunki do rozwoju *Picea abies* na omawianych powierzchniach. O inwazji różnych gatunków w zbiorowiskach zdegenerowanych wspominają także autorzy badań nad świerkiem (FALINSKI 1991), czy też jodłą (KUROWSKI 1993). Najczęściej jednak to masowe pojawienie pojedynczych gatunków jest zjawiskiem krótkotrwałym w skali historii lasu i nie powoduje zmiany struktury fitocenozy (FALINSKI 1991). Fakt obecnego pojawienia się świerka na wszystkich badanych powierzchniach jest kolejnym sygnałem korzystnych zmian regeneracyjnych zachodzących w analizowanych fitocenozach borowych.

Dynamikę gatunków drzewiastych badanych fitocenoz obrazuje odnawianie się gatunków w poszczególnych warstwach lasu. W porównaniu do wcześniejszych badań nastąpił znaczny wzrost liczby gatunków występujących w warstwie drzew. Jest to następstwem naturalnego rozwoju fitocenoz, których struktura, w ciągu 24-letniego okresu uległa istotnym zmianom, dlatego też obecnie gatunki wcześniej podawane jedynie w warstwie krzewów stwierdzono obecnie w warstwie drzew.

Istotne jest także zaobserwowane większe odnawianie się *Pinus sylvestris* na badanych powierzchniach. Powstanie samosiewu sosny i jego rozwój zależny jest od rozluźnienia zwarcia lub powstania luk. Większe doświetlenie dna lasu, będące skutkiem przerzedzenia koron oraz mniejszej liczby drzew, umożliwia kiełkowanie nasion i rozwój siewek sosny (PRZYBYLSKI 1993). W 1979 roku sosna występowała w warstwie runa leśnego w znikomym udziale, a w warstwie podrostu nie była notowana, natomiast aktualne obserwacje potwierdzają jej występowanie na większości badanych powierzchni.

Porównanie udziału grup siedliskowych w latach 1979-2003 wykazało nieznaczne zmiany liczby gatunków klasy *Vaccinio-Piceetea* – dominującego elementu roślinności (ponad 50 %) badanych powierzchni. Wskutek zmian fitocenoz, będących następstwem degeneracji drzewostanu, doświetlenia dna lasu oraz wnikania gatunków liściastych, rośliny z klas *Epilobietea angustifolii* oraz *Quercu-Fagetea* zwiększyły swój udział, osiągając odpowiednio 7 i 9 procent. Natomiast mniejszym udziałem, w porównaniu do wcześniejszych

obserwacji, charakteryzują się gatunki z klas *Molinio-Arrhenatheretea* oraz *Rhamno-Prunetea* (por. Ryc.4.19). Podobne zmiany udziału klas roślinności stwierdzili KĘPCZYŃSKI i ZAŁUSKI (1991) w borach sosnowych i mieszanych okolic Zakładów Azotowych „Włocławek”, a także ZWOLIŃSKI (1995) z rejonów GOPu oraz Legnickiego Okręgu Miedziowego.

Stwierdzone zmiany składu gatunkowego, jak i stopnia pokrycia powierzchni przez poszczególne gatunki, są wynikiem odmiennego udziału ilościowego gatunków, oraz faktu, iż część gatunków, występujących uprzednio, nie została potwierdzona w obecnych badaniach. Największa odrębność powierzchni L, stwierdzona na podstawie analiz numerycznych (por. Ryc. 4.21) jest wynikiem znacznego udziału traw, głównie *Calamagrostis villosa* w latach 1979-1989. Obecnie trzcinnik owłosiony występuje z wyraźnie mniejszym pokryciem, co wpływa na zmniejszenie odrębności składu roślinności powierzchni L. Notowany w dalszym ciągu bujny rozwój traw na powierzchni L wynika głównie ze znacznego przerzedzenia drzewostanu i odsłonięciu ponad 60 % powierzchni.

Na wszystkich analizowanych powierzchniach stwierdzono wzrost udziału głównych elementów borowych runa - *Deschampsia flexuosa*, jedynie na powierzchniach B i K udział *Vaccinium myrtillus* zmniejszył się. Fakt ten wynikać może z konkurencji innych roślin – między innymi z ekspansywności *Calamagrostis epigejos*.

Udział trzcinnika piaskowego, którego intensywny rozwój notuje się w dalszym ciągu w większości badanych fitocenoz (z wyjątkiem powierzchni G), wskazuje na przystosowanie gatunku do antropogenicznych przemian środowiska. Badania *Calamagrostis epigejos* na terenach zanieczyszczonych metalami ciężkimi wskazały, że gatunek ten toleruje ponadnormatywne wartości metali w środowisku (FALIŃSKA 2004). Istotnym faktem, tłumaczącym liczne pojawianie i utrzymywanie się trzcinnika na badanych powierzchniach, jest także zmiana warunków siedliskowych – doświetlenie dna lasu – spowodowana pośrednio wpływem przemysłu. ZWOLIŃSKI (1995) potwierdza, że bujny rozwój *Calamagrostis epigejos* jest wynikiem rozluźnienia zwarcia drzewostanów oraz dopływu do ekosystemu pierwiastków biogennych.

Wyraźne przekształcenia składu florystycznego runa na powierzchni D – pojawienie się gatunków siedlisk wilgotniejszych (*Vaccinium uliginosum*, *Epipactis helleborine*) wynikają ze zwiększającego się ocienienia dna lasu przez podszyt. Znaczny rozwój świerka na powierzchniach B, D oraz K wpływa na istotne różnice pomiędzy udziałem gatunków w latach siedemdziesiątych oraz obecnie (por. Tab.4.10). Przemawiają za tym znaczne wahania ilościowe gatunków warstwy krzewów oraz różnice w udziale roślin dna lasu obserwowane na tych powierzchniach.

Wynikiem prześwietlenia i rozluźnienia warstwy koron drzew jest natomiast intensywny – a zarazem ekspansywny rozwój – *Pteridium aquilinum* na powierzchni F.

Pojawienie się w badanych fitocenozach gatunków z klas *Vaccinio-Piceetea* i *Epilobietea angustifolii* jest związane z postępującym rozwojem fitocenozy. Natomiast udział takich roślin jak *Rubus idaeus*, *Calamagrostis epigejos*, *Urtica dioica* oraz całego szeregu innych gatunków wskazuje na skutek wcześniejszej degeneracji zbiorowisk oraz wnikanie do zbiorowisk borowych gatunków siedliskowo obcych. Ponadto występowanie roślin o większych wymaganiach troficznych, związanych z borami mieszanymi, czy też klasami *Querco-Fagetea*, *Rhamno-Prunetea* wskazuje na przekształcenia fitocenz w kierunku zbiorowisk siedlisk żyzniejszych. Wzrost udziału gatunków z klas *Molinio-Arrhenatheretea* oraz *Epilobietea angustifolii*, a także bujny rozwój traw wiązać można z przerzedzeniem drzewostanu oraz eutrofizacją siedliska (GUZIKOWA i in. 1976; BUGDAŁ, SIENKIEWICZ 1983).

Analizując udział oraz liczebność gatunków borowych można stwierdzić, że wyraźnie zaznacza się tendencja częściowej regeneracji i rozwoju borów. Wskazuje na to większy udział procentowego pokrycia gatunków klasy *Vaccinio-Piceetea* jak i na części obserwowanych powierzchni, ich przewaga liczebna (por. Tab. 4.12). Jednym z wyznaczników faz degeneracji zespołów jest większy udział gatunków siedliskowo obcych (OLACZEK 1974a). Fitocenozy powierzchni B, D oraz K charakteryzują się niewielką przewagą liczebną gatunków „nieborowych”, jednak procentowe pokrycie powierzchni przez gatunki z klasy *Vaccinio-Piceetea* na omawianych powierzchniach jest większe. Sugeruje to sporadyczne występowanie gatunków obcych siedliskom borowym oraz ich nieznaczny wpływ na obecną strukturę fitocenz. Odwrotną sytuację obserwujemy natomiast na powierzchni L, na której zdecydowana przewaga liczebna gatunków borowych jest związana jedynie z minimalnie większym ich procentowym pokryciem powierzchni. Fakt dużego pokrycia powierzchni przez allofity na powierzchni L wskazuje na wyraźny wpływ gatunków siedliskowo obcych na badaną fitocenozę. Silny rozwój runa trawiastego będący reakcją na przerzedzenie drzewostanu i znaczne doświetlenie dna lasu może być przykładem cespityzacji (OLACZEK 1974a).

5.2 STAN ZANIECZYSZCZENIA GLEBY BADANYCH POWIERZCHNI

W wyniku działalności człowieka spośród wszystkich elementów środowiska trwałemu zanieczyszczeniu ulega gleba. Degradacja chemicznych właściwości gleb wiąże się z dwoma głównymi procesami: zakwaszeniem oraz ze wzrostem zawartości pierwiastków śladowych, w tym metali ciężkich. O szkodliwości pierwiastków śladowych wprowadzanych

do gleby decyduje ich wpływ na procesy glebowe, a także przyswajalność przez rośliny (CIEPAŁ 1999).

Średnia zawartość cynku w glebie, jednego z najbardziej ruchliwych metali, mieści się w granicach 30-15 mg/kg, wykazując wysoką zależność od jej składu mechanicznego (KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999). W glebach województwa katowickiego DUDKA i SAJDAK (1992) stwierdzili bardzo szeroki zakres zawartości cynku – 5–13250 mg/kg, natomiast badania TERELAKA (i in.1997) donoszą o znacznie niższym zakresie stężenia cynku: 5–2837 mg/kg. Maksymalna dopuszczalna zawartość cynku w glebach wynosi 300 mg/kg (Dz.U. 2002, nr 165 poz. 1359). Analiza gleb miejskich wykazała znaczną zawartość cynku z różnych źródeł antropogenicznych (PASIECZNA 2003). Zawartości cynku wyraźnie przekraczające ustalone normy stwierdzono głównie w glebach rejonów przemysłowych. CIEPAŁ (1996) ze strefy ochronnej Huty „Katowice” podaje średnie wartości – 810 mg/kg, ROSZYK (1978) z rejonu huty miedzi – 170 mg/kg, natomiast MARCZAK i BIEDROŃ (1976) z okolic huty w Szopienicach – 1249 mg/kg. Wysokie wartości cynku (18-774 mg/kg) stwierdzano w glebach Łodzi (CZARNOWSKA 1997), a o kilkukrotnym przekroczeniu norm zawartości cynku w miastach Górnego Śląska wspomina także PASIECZNA (2003).

Negatywny wpływ sąsiedztwa huty cynku w Miasteczku Śląskim na środowisko glebowe terenów przyległych był także szeroko zbadany. MARCZAK i BIERDOŃ (1976, 1978) w poziomie akumulacji biologicznej gleb leśnych zlokalizowanych na terenie Nadleśnictwa Świerklaniec, Brynica oraz Żyglinek stwierdzali odpowiednio 260-380 mg/kg, 124-590 mg/kg oraz 1200-1700 mg/kg, natomiast WIDERA (1980) w odległości 5 km od emitora donosi o wysokiej zawartości cynku w granicach 1220-2940 mg/kg. KARWETA (1991) z wielu punktów pomiarowych w okolicach Miasteczka Śląskiego podaje szeroki zakres zawartości cynku w glebie (15-2500 mg/kg). LOREK (1993) w latach 1977-1988 w powierzchniowej warstwie gleby na głębokości 0-5 cm podawała na powierzchniach zlokalizowanych w Żyglinku zakres 2100-6054 mg/kg, oraz w Brynicy 590-1730 mg/kg i 130-1800 mg/kg. Wartości cynku z poziomu 5-25 cm były już znacznie niższe, osiągając zakresy w Żyglinku 71-278 mg/kg, oraz w Brynicy 88-650 i 10-232 mg/kg. KOPER-SIERKA (1997) z punktów pomiarowych zlokalizowanych w promieniu 3 km wokół Huty podaje zakres 95-1704 mg/kg. Natomiast w bezpośrednim sąsiedztwie Huty, BARAN i FABER (1976) stwierdzali od 700-9000 mg/kg cynku, a ROSTAŃSKI A. (1993) przytacza zakres 2000–4000 mg Zn/kg.

W przeciwieństwie do ponadnormatywnych stężeń cynku w glebie z otoczenia Huty, badania gleb rejonów nie objętych bezpośrednim wpływem zanieczyszczeń dowodzą znacznie mniejszych zawartości cynku. MARCZAK i BIEDROŃ (1978) w powierzchniowej warstwie gleby w Ostrowie odnotowali zakres 19-55 mg/kg cynku, GRESZTA i PANEK (1989)

z terenu Puszczy Białowieskiej – 65-85 mg Zn/kg, natomiast CIEPAŁ i RYCMAN (1996) w Roztoczańskim Parku Narodowym oznaczyli 54 mg/kg. Podobne wartości cynku (12-70 mg/kg) odnotowali GWOREK i DEGÓRSKI (1997) w glebach zbiorowisk borowych zlokalizowanych w środkowej części Polski.

Odnotowana w niniejszej pracy zawartość cynku w powierzchniowej warstwie gleby (0-10 cm) waha się w granicach 49-126 mg/kg (Tab. 4.13). Wartości te są znacznie niższe w porównaniu do przytaczanych wcześniej zakresów z terenów otaczających Hutę w Miasteczku Śląskim. Porównując jednak zawartość cynku z terenów wolnych od zanieczyszczeń można uważać, że stwierdzona na powierzchniach D (126 mg/kg), F (111) oraz G (105 mg/kg) zawartość jest nieco podwyższona. Analizując rozkład zawartości cynku na poszczególnych powierzchniach w zależności od odległości od Huty, można zauważyć, że największą zawartością cynku charakteryzują się powierzchnie zlokalizowane najbliżej emitora.

Kadm występuje w przyrodzie najczęściej wspólnie z cynkiem, a naturalna jego zawartość zależy w głównej mierze od jego występowania w skale macierzystej. W glebach różnych krajów świata zawartość kadmu zawiera się w granicach 0,2-1,05 mg/kg, a przeciętnie dla gleb w Polsce wynosi 0,2 mg/kg (KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999). Maksymalna dopuszczalna zawartość kadmu w glebach wynosi 4 mg/kg (Dz.U. 2002, nr 165 poz. 1359). Przy niskich wartościach pH pierwiastek ten staje się bardzo dobrze rozpuszczalny i mobilny. W środowiskach powierzchniowych ponad 90 % kadmu jest pochodzenia antropogenicznego (PASIECZNA 2003). Zawartość kadmu w glebach zanieczyszczonych dochodzi nieraz do bardzo wysokich stężeń. CIEPAŁ (1992) dla gleb wschodniej części województwa śląskiego podaje 13-51 mg Cd/kg, natomiast w badaniach powierzchniowych warstw gleb ówczesnego województwa katowickiego stwierdzono szeroki zakres stężeń kadmu 0,7-143 mg/kg (DUDKA, SAJDAK 1992) oraz 0,10-49 mg/kg (TERELAK i in. 1997).

O wysokich wartościach nagromadzenia kadmu w glebach okolic Miasteczka Śląskiego donosi szereg prac. WIDERA (1980) podaje z gleb leśnych okolic Świerklańca 25-40 mg Cd/kg. LOREK (1993) z warstwy gleby 0-5 cm przytacza na powierzchniach zlokalizowanych w Żyglinku zakres 33-71 mg/kg, oraz w Brynicy 2,8-9 mg/kg i 6-37 mg/kg, natomiast w głębszych warstwach (5-25 cm) wartości są znacznie niższe, mieszcząc się w granicach 0,4-13 mg Cd/kg. KOPER-SIERKA (1997) w promieniu 3 km od emitora podaje średnio 1,32-30,66 mgCd/kg, natomiast z bezpośredniego sąsiedztwa Huty ROSTAŃSKI A.(1993) stwierdził 17-60 mg Cd/kg.

Wyraźnie niższą zawartość kadmu podaje CZARNOWSKA (1997) z gleb miejskich Łodzi, stwierdzając 0,25-2,35 mg/kg, a także LOREK (1993) z terenu kontrolnego w Kokotku (0,3-2,41 mg/kg).

Zawartość kadmu w górnym poziomie gleb (0-10 cm) badanych powierzchni wynosi 0,90-12,30 mg/kg (por. Tab. 4.13). Stwierdzone w obecnych badaniach wartości są znacznie niższe od cytowanych prac z okolic Miasteczka Śląskiego, jednak przewyższają podawane wartości dla terenów nieskażonych. Na powierzchniach D, F oraz G, podobnie jak w przypadku cynku – charakteryzujących się najwyższą zawartością kadmu, stwierdzono przekroczenie dopuszczalnych norm.

Ołów należy do najmniej mobilnych pierwiastków w środowisku. Jego zawartość w glebach nie zanieczyszczonych wiąże się z jego koncentracją w skałach macierzystych i zmienia się w szerokich granicach. Średnia zawartość ołowiu w glebie to 10 mg/kg (KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999), a maksymalna dopuszczalna zawartość ołowiu w glebach wynosi 100 mg/kg (Dz.U. 2002, nr 165 poz. 1359). O ilości i formach występowania ołowiu w glebach decyduje ich odczyn i zawartość składników o odpowiedniej pojemności sorpcyjnej. W glebach kwaśnych przeważa wiązanie tego pierwiastka w związkach organicznych, które mogą podlegać migracji (KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999). Powierzchniowa warstwa gleb jest kolektorem związków ołowiu ze źródeł antropogenicznych, a największy udział w emisji ma eksploatacja rud oraz hutnictwo metali (PASIECZNA 2003). Zawartość ołowiu w górnym poziomie gleb, będących pod presją przemysłu w województwie śląskim, waha się w przedziale 100-1600 mg/kg (CIEPAŁ 1992). Gleby terenów ówczesnego województwa katowickiego charakteryzują się wysokim nagromadzeniem omawianego pierwiastka, o czym świadczą liczby 4-8200 mg/kg (DUDKA, SAJDAK 1992), a także 10-1700 mg Pb/kg (TERELAK i in. 1997). O znacznie podwyższonych zawartościach ołowiu w miastach Górnego Śląska pisze także PASIECZNA (2003). Okolice Miasteczka Śląskiego charakteryzują się wyraźnym przekraczaniem wartości dopuszczalnych, o czym informują prace wielu autorów. Z najbliższego otoczenia Huty ROSTAŃSKI A. (1993) przytacza zakres 461-1400 mg Pb/kg, natomiast nieco mniejszy przedział wartości (130-320 mg Pb/kg) podają BARAN i FABER (1976). Wysokie zawartości ołowiu w glebach leśnych Nadleśnictwa Świerklaniec stwierdziła WIDERA (1980) podając 890-1200 mg Pb/kg. Szeroki zakres zawartości ołowiu w glebie (39-3605 mg/kg) podaje KARWETA (1991) z kilkunastu punktów pomiarowych w okolicach Miasteczka Śląskiego. KOPER-SIERKA (1997) w odległościach 3 km od emitora stwierdziła średnią zawartość ołowiu w granicach 59-1026 mg/kg.

LOREK (1993) z powierzchniowej warstwy gleby (0-5 cm) przytacza w okolicach Żyglinka zakres 2800-5900 mg Pb/kg, oraz w okolicach Brynicy 133-2300 mg/kg, natomiast z głębszej warstwy (5-25cm) wartości są o rząd wielkości niższe – 28-700 mg Pb/kg.

Wyraźnie niższą zawartość ołowiu stwierdzono w glebach siedlisk borowych Polski centralnej (GWOREK, DEGÓRSKI 1997) – 0,1-23 mg/kg, w glebie Puszczy Białowieskiej PALOWSKI (1987a) odnotował maksymalną wartość 22 mg Pb/kg, natomiast CIEPAŁ i RYCMAN (1996) z Roztoczańskiego Parku Narodowego podają 5 mg Pb/kg.

Zawartość ołowiu stwierdzona obecnie na badanych powierzchniach zawiera się w przedziale 82-227 mg/kg. Najwyższe wartości ołowiu stwierdzono na powierzchniach D i F, natomiast nieco niższe na powierzchniach L i G. Stwierdzone zawartości są niższe od przytaczanych z terenów Miasteczka Śląskiego, natomiast znacznie przekraczają zawartość ołowiu z terenów nie zanieczyszczonych. Na badanych powierzchniach zaznacza się wzrost stężenia ołowiu w glebie w zależności od zawartości tego pierwiastka w opadającym pyłu. Potwierdza to istotny statystycznie współczynnik korelacji ($r = 0,50$). O podobnej zależności wspomina także CIEPAŁ (1999).

Miedź należy do pierwiastków rozpowszechnionych w przyrodzie i niezbędnych do funkcjonowania organizmów żywych. Naturalna zawartość miedzi w glebie jest związana z jej występowaniem w skałach macierzystych oraz rodzajem gleby. Całkowita zawartość miedzi w glebach niezanieczyszczonych kształtuje się w granicach 1-140 mg/kg (KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999), natomiast maksymalna dopuszczalna zawartość miedzi w glebach wynosi 150 mg/kg (Dz.U. 2002, nr 165 poz. 1359). Najpoważniejszym antropogenicznym źródłem miedzi są procesy związane z wydobywaniem, przeróbką oraz wytopem jej rud. Z terenów otaczających Hutę Miedzi ROSZYK (1978) przytacza wartości 96-300 mg Cu/kg. W glebach byłego województwa katowickiego stwierdzono wysoki zakres wartości miedzi 0,7-250 mg/kg (DUDKA, SAJDAK 1992), o nieco węższym zakresie zawartości miedzi w glebach województwa donosi TERELAK (i in. 1997) podając 1-66 mg Cu/kg. CZARNOWSKA (1997) w glebach miejskich Łodzi stwierdziła 2,6-138 mg/kg, natomiast zawartość miedzi w glebach zbiorowisk borowych centralnej części Polski kształtuje się w znacznie węższym zakresie 2-70 mg Cu/kg (GWOREK, DEGÓRSKI 1997). Zawartość miedzi w glebach terenów otaczających Miasteczko Śląskie podawana przez LOREK (1993) z warstwy 0-5 cm wynosi w okolicach Żyglinka 20-36 mg/kg, natomiast w okolicach Brynicy 3,1-30 mg/kg. W głębszym poziomie (5-25 cm) zaznacza się na wyraźnie niższa wartość – w Żyglinku 1-10 mg/kg, a w Brynicy 0,9-6,9 mg/kg. Średnie zawartości miedzi z gleb otaczających hutę w Miasteczku podawane przez KOPER-SIERKĘ (1997) zawierają się w przedziale 1,2-12,3 mg Cu/kg, natomiast TURSKI i BARAN (1976) wskazywali zakres 0-20 mg/kg.

Na podstawie porównań literaturowych zawartości miedzi z poziomem odnotowanym podczas aktualnych badań w Miasteczku Śląskim, można przyjąć, że stwierdzony zakres zawartości miedzi na badanych powierzchniach – 2,35-5,68 mg/kg (por. Tab. 4.13) jest bardzo niski i nie stanowi zagrożenia dla badanych obszarów.

Żelazo występuje w glebach w znacznej ilości, a jego zawartość mieści się w granicach 0,5-1,8 %. Związki żelaza są mało stabilne, a jego wodorotlenki wykazują dużą pojemność sorpcyjną. Rozpuszczalność związków żelaza w glebie wzrasta proporcjonalnie do zakwaszenia gleby (CIEPAŁ 1999). Stężenie żelaza w naturalnych roztworach glebowych, wynosi średnio 470 mg/kg (KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999). We wschodniej części województwa śląskiego CIEPAŁ (1992) zanotował wartości 490-11540 mg Fe/kg, natomiast zawartość żelaza w powierzchniowej warstwie gleby siedlisk borowych Polski centralnej wynosiła 63-3100 mg/kg (GWOREK, DEGÓRSKI 1997). LOREK (1993) w górnym poziomie gleb z terenów przylegających do Miasteczka Śląskiego stwierdziła, w Żyglinku – 2400-7200 mg/kg a w Brynicy 810-5900 mg/kg. W głębszych warstwach (5-25 cm) wartości są nieco niższe, mieszcząc się w granicach 418-3100 mg Fe/kg. Średnia zawartość żelaza w powierzchniowej warstwie gleby wokół Huty Cynku przytoczona przez KOPER-SIERKĘ (1997) wynosiła 96-493 mg/kg.

Odnotowana w niniejszej pracy kumulacja żelaza w powierzchniowej warstwie gleby (0-10 cm) waha się w granicach 266-1003 mg/kg (por Tab. 4.13). Można zatem uznać, że przy zanotowanej zawartości żelaza w glebach badanych powierzchni nie występuje zagrożenie tym pierwiastkiem.

Magnez jest głównym pierwiastkiem wielu minerałów, ogólna jego zawartość w glebach zmienia się od setnych części procenta do kilkunastu procent (PASIECZNA 2003). Najmniej magnezu stwierdzano w glebach piaszczystych, a najwięcej w ciężkich glebach gliniastych (KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999).

LOREK (1993) w latach 1977-1988 w powierzchniowej warstwie gleby okolic Miasteczka Śląskiego na głębokości 0-5 cm na podawała na powierzchniach zlokalizowanych w Żyglinku zakres 40-1460 mg Mg/kg, oraz w Brynicy 19-390 mg Mg/kg. Zawartość magnezu z poziomu 5-25 cm były już znacznie niższe, osiągając zakresy w Żyglinku 31-340 mg Mg/kg, oraz w Brynicy 19-170 mg Mg/kg.

Odnotowana w niniejszej pracy zawartość magnezu, mieszcząca się w przedziale 9,88-88,23 mg Mg/kg, jest nieco niższa od cytowanych wcześniej zawartości, nie stanowiąc, podobnie jak zawartość miedzi i żelaza, zagrożenia dla badanych obszarów.

Analizując usytuowanie powierzchni w różnych odległościach od emitora, można stwierdzić, że największą zawartość metali notowano na powierzchni najbliższej Huty (por Tab. 4.14), a powierzchnia najdalej oddalona od emitora charakteryzowała się najmniejszą zawartością pierwiastków śladowych. Nie stwierdzono jednak bezpośredniej liniowej zależności zawartości metali od odległości, ponieważ rozkład zawartości metali nie odpowiada sekwencji odległościowej powierzchni. Jest to częściowo podyktowane lokalizacją powierzchni w terenie, które nie są uszeregowane w jednym transekcie, a w 3 kierunkach – wschodnim, zachodnim oraz północnym. Jednak maksymalne zawartości głównych pierwiastków toksycznych (Zn, Pb, Cd) stwierdzono na powierzchniach zlokalizowanych najbliżej huty – z kierunku wschodniego – na powierzchni F, północnego – na powierzchni D oraz zachodniego na powierzchni G. Przypuszczalnie analiza skażenia gleby z punktów stopniowo oddalających się od emitora w 3 analizowanych kierunkach, wykazałaby systematycznie zmniejszające się wartości poszczególnych pierwiastków.

Decydujący wpływ na rozprzestrzenianie zanieczyszczeń w środowisku, a więc między innymi na zawartość metali w glebie, ma kierunek oraz siła wiatrów. Stwierdzony podczas aktualnych badań rozkład zawartości metali w glebie badanych powierzchni odpowiada bliskiej lokalizacji od emitora oraz wpływom warunków atmosferycznych. O podobnych zależnościach wspominali autorzy wymienianych uprzednio prac (BARAN, FABER 1976; TURSKI, BARAN 1976; KARWETA 1991; CIEPAŁ 1992; LOREK 1993; KOPER-SIERKA 1997).

Bezpośredni wpływ na uzyskane obecnie wyniki ma także głębokość poboru prób do analiz. Prowadzone badania dotyczące zawartości pierwiastków śladowych w glebach dowodzą największych zawartości toksycznych związków szczególnie w powierzchniowej warstwie gleby (CIEPAŁ 1992; PASIECZNA 2003). Jednak określenie „powierzchniowa warstwa gleby” nie jest ściśle zdefiniowane, i w wielu opracowaniach można spotkać analizy warstw o różnej głębokości – 0-2 cm, 0-5 cm, 0-6 cm, 0-10 cm – w każdym przypadku definiowane jako powierzchniowa warstwa (WIDERA 1980; KARWETA 1991; LOREK 1993; CZARNOWSKA 1997; GWOREK, DEGÓRSKI 1997). Jak donoszą dane literaturowe, różnice zawartości metali pomiędzy warstwą powierzchniową a głębszymi partiami gleby są często bardzo wyraźne (KARWETA 1991; LOREK 1993; GWOREK, DEGÓRSKI 1997). Stąd niższy odczyt zawartości metali może być wynikiem zmieszania się gleby z warstw: powierzchniowej – wysoce skażonej metalami oraz głębszej – charakteryzującej się niższym stężeniem pierwiastka. Porównanie zawartości pierwiastków śladowych i próba diagnozowania zmian zależy w znacznym stopniu od podobnych założeń metodycznych.

Wydaje się jednak, że zróżnicowanie zawartości metali stwierdzone podczas obecnych obserwacji, w porównaniu z danymi pochodzącymi z okolic Miasteczka Śląskiego (BARAN, FABER 1976; TURSKI, BARAN 1976; WIDERA 1980; KARWETA 1991; LOREK 1993; ROSTAŃSKI A. 1993; KOPER-SIERKA 1997), wynika głównie z czasu, jaki upłynął od prowadzenia badań przez cytowanych autorów. Obserwowany wpływ zanieczyszczeń atmosferycznych na akumulację pierwiastków w powierzchniowej warstwie gleby jest w ostatnich latach wyraźnie zmniejszony. Brak danych dotyczących zawartości metali ciężkich w glebach analizowanych powierzchni z okresu poprzedzającego aktualne badania uniemożliwia dokładne prześledzenie zmian ich zawartości w okresie oddziaływania Huty. Przypuszcza się, na podstawie dostępnych danych literaturowych, że ograniczenie emisji zanieczyszczeń notowane od początku lat dziewięćdziesiątych przyczyniło się znacznie do obniżenia opadu metali oraz zmniejszenia zanieczyszczenia powierzchni gleby. Bezpośrednim tego wyrazem jest niższa zawartość metali odnotowana podczas aktualnych badań w powierzchniowej warstwie gleby, w porównaniu do cytowanych powyżej pozycji. Na tej podstawie można stwierdzić, że w okolicach Miasteczka Śląskiego nastąpiła wyraźna poprawa warunków środowiskowych.

Odczyn roztworu glebowego zależy od wielu czynników o charakterze zarówno biotycznym jak i abiotycznym. Dzięki temu można uznać pH za syntetyczny rezultat procesu glebotwórczego. Stężenie jonów wodorowych zależy od skały macierzystej, ale i od chemicznego charakteru oraz tempa rozkładu materii organicznej. Znaczący wpływ na pH mają opady atmosferyczne, szczególnie w warunkach skażenia przez emisje przemysłowe (PASIECZNA 2003). Współcześnie zachodzące zmiany w środowisku prowadzą wyraźnie do dominacji wpływów antropogenicznych. Zakwaszanie opadów powoduje bezpośrednio zakwaszanie gleb. W Polsce obok zakwaszania notuje się także procesy odwrotne; alkalizację gleb mogą powodować pyły zawierające tlenki metali (PRZYBYLSKI 1991).

Wartość pH gleby wokół Huty Cynku w Miasteczku Śląskim podawana jest w szerokich zakresach. KOPER-SIERKA (1997) stwierdziła niskie wartości pH 3,71 w odległości 2,5 km od emitora, natomiast w bezpośrednim sąsiedztwie odczyn gleby był wyraźnie alkaliczny – 8,12 pH. Nieco niższe wartości pH (7-7,8) przytacza ROSTAŃSKI A. (1993) z punktów badawczych zlokalizowanych przy Hucie. Natomiast WIDERA (1980) z gleb leśnych Nadleśnictwa Świerklaniec przytacza zakres kwaśnego odczynu 4,7-5,4 pH, podobne wartości podaje ŚWIEBODA (1980) z terenów okolicy huty cynku „Bolesław”.

Stwierdzony na badanych powierzchniach odczyn kwaśny, zawierający się w przedziale 3,3-5 pH jest nieco niższy od przytaczanych wcześniej obserwacji. Jednocześnie

porównanie aktualnego odczynu gleby badanych powierzchni ze wcześniejszymi obserwacjami wskazuje na stopniowe zmniejszanie się wartości pH w kierunku bardziej kwaśnego odczynu gleby. Potwierdza to także istotna statystycznie różnica pomiędzy wartością pH w roku 1979 oraz 2003 (por. Ryc. 4.24). Na tej podstawie można przypuszczać, że stopniowy spadek wartości pH związany jest ze znacznym ograniczeniem emisji pyłów alkalicznych, które w znaczący sposób zmieniały odczyn gleby badanych powierzchni.

Z drugiej strony zakwaszenie gleby, będące jednym z aspektów antropopresji, ma znaczny wpływ na mobilność i przyswajalność pierwiastków toksycznych. MISZTAŁ i LIGĘZA (1996) dowodzą wielokrotnie wyższych wartości metali wraz ze wzrostem kwasowości gleby. O wpływie kwaśnego odczynu na większą rozpuszczalność i dostępność toksycznych pierwiastków śladowych oraz ubożeniu składników pokarmowych donosi szereg autorów (JASIEWICZ, ANTONKIEWICZ 2002; BADORA 2002). Zbyt niski odczyn gleby może także wpływać niekorzystnie na rośliny. Znaczne zakwaszenie gleby powoduje redukcję kiełkowania pyłku sosny (HOLUB, OSTROLUCKA 1988) oraz wpływa negatywnie na jej system korzeniowy i mikoryzę (KOWALSKI 1987).

5.3 PRZEMIANY DRZEWOSTANÓW SOSNOWYCH ZACHODZĄCE POD WPŁYWEM DŁUGOTRWAŁEGO ODDZIAŁYWANIA EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ

Jednym z głównych objawów negatywnego wpływu zanieczyszczeń na badane fitocenozy, będącego konsekwencją lokalizacji w niedalekiej odległości od Huty Cynku, są zmiany w strukturze oraz liczebności składników drzewostanu.

Stwierdzone na wszystkich powierzchniach zmniejszenie liczby drzew w porównaniu do wcześniejszych danych można tłumaczyć z jednej strony naturalnym tempem i kierunkiem przemian fitocenoz borowych, ale w głównej mierze negatywnym wpływem emisji zanieczyszczeń. Szybką reakcję drzewostanów na nagły wzrost zanieczyszczenia, jakim było uruchomienie Huty pod koniec lat sześćdziesiątych, potwierdza także fakt znacznej redukcji liczby składników drzewostanu, w pierwszym okresie – do roku 1989. Taki długotrwały wpływ przemysłu na ekosystemy leśne powoduje znacznie obniżoną zdrowotność i żywotność drzewostanów (GRESZTA 1975; KĘPCZYŃSKI, ZAŁUSKI 1991; SIEROTA 1995a,b). Drzewostany, na które oddziałują przemysłowe zanieczyszczenia powietrza ulegają szybkiemu przerzedzeniu na skutek wydzielania się drzew, co potwierdzają badania wielu autorów (CZYŻ i in. 1968; SCHNAIDER, ORDON 1978; ORZEL, SOCHA 2000).

Największy spadek liczby drzew zanotowano w ciągu 24 lat na powierzchni F (strata 20 okazów), jednak powierzchnia L charakteryzuje się obecnie najmniejszą liczbą głównych składników drzewostanu (pozostały 4 okazy). Drzewostan powierzchni L, najstarszy spośród

badanych fitocenoz (obecnie 135 lat), charakteryzuje się zmianami degeneracyjnymi wynikającymi z naturalnego procesu starzenia się lasu, jednakże nie bez wpływu pozostaje długotrwale oddziaływanie zanieczyszczeń środowiska. Intensywny proces wydzielania się drzew oraz następujące przerwanie zwarcia w drzewostanach starszych klas wieku ma charakter trwały i nieodwracalny (BRUCHWALD 1990). Na znaczne szkody wywołane przez zanieczyszczenia przemysłowe w drzewostanach starszych klas wieku wskazują także niektóre doniesienia (DONG, KRAMER 1987, KRYUCHKOV 1993, NÖJD, REAMS 1996). Na skutek bezpośredniego wpływu emisji Huty w Miasteczku Śląskim, drzewostan powierzchni L został znacznie przerzedzony. Nadmierne wydzielenie się drzew, a w rezultacie rozluźnienie zwarcia drzewostanów ma istotne znaczenie w kształtowaniu się poszczególnych cech dendrometrycznych na badanych powierzchniach. Występowanie na powierzchni L jedynie dwóch okazów sosny zwyczajnej ma wyraźny wpływ na obniżenie wartości parametrów charakteryzujących strukturę drzewostanu tej powierzchni. Dlatego też podczas dalszej analizy zmian parametrów dendrometrycznych, powierzchnia L została omawiana marginalnie.

Najprzystępniejszą miarą możliwości produkcyjnej siedliska leśnego jest zdolność produkowania masy drzewnej z jednostki powierzchni (EBIŚ 2001). Wpływ zanieczyszczeń powietrza na produktywność drzewostanów wyraża się obniżeniem wartości cech taksacyjnych drzewostanu, a także w redukcji przyrostu mąszości drzew. Wpływ ten jest różny i zależy od gatunku drzewa, wieku drzewostanu, typu siedliskowego lasu, a także innych czynników decydujących o odporności środowiska na zanieczyszczenia powietrza (BOSIAK 1987). Na badanych powierzchniach zmiany w przyroście drzewostanów sosnowych powodowane przez oddziaływanie emisji Huty są wyraźniejsze na powierzchniach usytuowanych w bliższej odległości od emitora. Powierzchnia G charakteryzuje się najmniejszymi wartościami przyrostu wysokości i pierśnicy drzew, drzewa powierzchni F natomiast cechuje znaczne obniżenie pola powierzchni przekroju (Por. Ryc. 4.26, 4.27 oraz Tab. 4.15).

Analizując zasobność drzewostanów sosnowych badanych powierzchni, stwierdzono jedynie na powierzchniach B i D przyrost mąszości przewyższający o kilka (D - 104%) oraz kilkadziesiąt (B - 161 %) procent średnią potencjalną wartość określoną dla boru mieszanego na obszarze krainy VI (TRAMPLER i in. 1990). Przyrost mąszości drzew w pozostałych drzewostanach nie wystarcza do osiągnięcia potencjalnej wartości, i wynosi na powierzchni F - 83 %, G - 45 %, K - 38 %, oraz na powierzchni L - 14 % (por. Tab. 4.15). Podobne spostrzeżenia dotyczące strat zasobności przytacza KUROWSKI (1989, 1993) z Bełchatowskiego Okręgu Przemysłowego. Spadek produktywności drzewostanów związany

jest z zahamowaniem przyrostu drzew, ale głównie ze stratami powstałymi przez wzrastające wydzielanie się posuszu (CZYŻ i in. 1968; ORZEŁ i in. 1987; ZWOLIŃSKI 2002), czego bezpośrednim przykładem jest powierzchnia L. Ograniczenie przyrostu miąższości w drzewostanach okolic Miasteczka Śląskiego przedstawia ORZEŁ (1995). Jednak podawane przez autora wartości przyrostu są wyższe aniżeli stwierdzone w niniejszej pracy. Wynika to, jak się wydaje, z innego okresu porównawczego, ponieważ autor analizuje przyrost drzewostanów w latach 1985-1992, kiedy rozpoczęto już stopniowe ograniczanie produkcji Huty. Przyrost miąższości drzew w drzewostanach analizowanych w niniejszej pracy uwzględnia znacznie dłuższy wpływ emisji oraz okresy mniejszego przyrostu drzewostanów. Jednocześnie można przypuszczać, że notowany obecnie wzrost przyrostu miąższości drzew jest wynikiem systematycznego spadku emisji zanieczyszczeń przemysłowych notowanych od lat 90-tych, o czym wspominają także inni autorzy (ZWOLIŃSKI 1995; JASZCZAK, MAGNUSKI 2002). Wyniki badań przeprowadzonych w drzewostanach Nadleśnictwa Rybnik potwierdzają wyraźne straty miąższości w drzewostanach II i III strefy uszkodzeń wynoszące 30 % i ponad 50 % (HARABIN i in. 1980). Największe straty stwierdzono w okresie 1965-1974, potwierdza to wcześniejsze spostrzeżenia dotyczące silnego wpływu emisji na lasy w latach poprzedzających badania ORŁA (1995).

Pole powierzchni pierśnicowego przekroju drzew wzrastających bez zakłóceń czynnikami zewnętrznymi powiększa się z wiekiem, natomiast intensywność jego powiększania słabnie (ORZEŁ 1995). Analizy przyrostu pola pierśnicowego drzew okolic Miasteczka Śląskiego wykazały zmniejszanie się przyrostów w drzewostanach uszkodzonych (ORZEŁ 1995), a nawet spadek jego wartości (ZWOLIŃSKI 1995). Aktualne badania potwierdzają obserwacje innych autorów dotyczące spadku przyrostu powierzchni pola przekroju pierśnicowego. Zahamowanie przyrostu drzewostanów oraz wzmożone wydzielanie się posuszu na początku programu monitoringowego, było główną przyczyną obserwowanych niskich wartości powierzchni pola przekroju pierśnicowego drzew oraz zasobności drzewostanów. Większy wzrost pola przekroju, zanotowany na powierzchni B, dowodzi najmniejszego wpływu zanieczyszczeń emitowanych przez Hutę na drzewostany najbardziej oddalone od źródła emisji. Analiza przyrostu przekroju pierśnicowego w okresach zróżnicowanej intensywności emisji wykazała drastyczny spadek przyrostu w pierwszym analizowanym okresie (lata 1979-1989) (Por. Tab. 4.16). Ujemne wartości przyrostu pola powierzchni przekroju drzew są wyrazem znacznego ubytku drzew w drzewostanach w latach 1979-1989, na podstawie których określa się tę wartość (BOROWSKI 1971). Z powodu niewielkiego przyrostu pola przekroju drzew pozostających na powierzchniach w stosunku do drzew, które ustąpiły z drzewostanu, obliczone wartości wskazują na spadek wartości

przyrostu pola przekroju drzew wszystkich analizowanych powierzchni. Wyraźnie większy przyrost, notowany w latach 1989-2003, nasuwa przypuszczenie, iż silne rozluźnienie zwarcia drzewostanów otoczenia Huty, jakie miało miejsce w początkowym okresie jej działalności, spowodowało reakcję wzmożonego przyrostu (tzw. przyrostu z prześwietlenia) pozostałych drzew, które z reguły są silniejsze i bardziej odporne na stresowe czynniki środowiska. Ponadto, na dodatnie wartości przyrostów wpływ ma także fakt iż w okresie 1989-2003 nie notowano już tak znacznych zmian liczby drzew badanych drzewostanów (Por. Tab. 4.4).

Kolejnym wskazaniem wpływu emisji na badane drzewostany jest niski przyrost wysokości drzew analizowanych powierzchni. Zahamowanie wzrostu wysokości jest potwierdzoną badaniami reakcją drzewostanów na zanieczyszczenia przemysłowe. Chociaż jest to proces naturalny związany z wiekiem drzewa, może jednak być przyspieszony przez niekorzystne warunki oraz zanieczyszczenia przemysłowe, o czym wspominają autorzy szeregu prac (GRESZTA 1975; GRESZTA, BARSZCZ 1986; BRUCHWALD 1990; MIŚ 1995A; ORZEL 1995; ZWOLIŃSKI, ORZEL 2000; MIŚ, RĄCZKA 2002). Brak danych dotyczących wysokości drzew w 1989 roku nie pozwala na prześledzenie zmian przyrostu wysokości w poszczególnych okresach. Jednak dane literaturowe donoszą o wyraźnej poprawie w ostatnich latach środowiska przyrodniczego terenów Nadleśnictwa Świerklaniec, wyrażającej się zwiększeniem tempa wzrostu wysokości drzew o około 60 % (BRUCHWALD 2000).

Przyrost grubości jest jedną z podstawowych charakterystyk dendrometrycznych w badaniach nad produktywnością drzew i drzewostanów. Potwierdzoną badaniami reakcją drzewostanów na zanieczyszczenia przemysłowe jest najczęściej stwierdzany spadek przyrostu grubości drzew (RIEGER 1989; GRABCZYŃSKI 1996a,b; ORZEL 1996; FERRETTI i in. 2002; McLAUGHLIN i in 2002; UFNALSKI, SIWECKI 2002; TOLUNAY 2002). Przyrost grubości i jego dynamika może być cechą pomocniczą przy określaniu stopnia uszkodzenia drzewostanu przez imisje przemysłowe. Określany jest, bowiem na drzewach, które dotrwały do momentu pomiaru – a więc najsilniejszych, cechujących się największą dynamiką (ORZEL 1995).

Roczny przyrost grubości jest skorelowany z warunkami wzrostu danego drzewa, a szerokość słoików zależy w głównej mierze od wieku, stanowiska biosocjalnego drzewa, warunków siedliskowych, meteorologicznych, a także czynników powodujących zakłócenia w przebiegu wzrostu (BEKER 1995, 1996). Analiza szerokości przyrostów rocznych opiera się na założeniu, że zmiany zachodzące w szerokości corocznie odkładanego przez drzewa pierścienia drewna są wynikiem interakcji pomiędzy drzewem a czynnikami zewnętrznymi. Oprócz podstawowych czynników decydujących o wzroście drzew, jakimi są warunki klimatyczne oraz siedliskowe, dochodzi presja środowiska, która w regionach przemysłowych wyraża się w głównej mierze zanieczyszczeniem gleby i powietrza. Reakcję drzew na

środowisko odzwierciedla sekwencja następujących po sobie okresów przyrostowych drewna (UFNALSKI, SIWECKI 2002).

W trakcie aktualnych badań objęta obserwacjami strefa przyrostów wytworzona od lat 1908-2003 pozwoliła na prześledzenie zmian, jakie zachodziły w drewnie od czasu, kiedy wpływ przemysłu na środowisko miał minimalne znaczenie lokalne aż do ostatnich dziesięcioleci, w których nastąpiło poważne zagrożenie lasów skażeniem środowiska. Wykazano wyraźną zależność szerokości przyrostów rocznych od stopnia zanieczyszczenia powietrza. Jest to potwierdzenie zależności, które notowali również inni autorzy badający wpływ zanieczyszczeń przemysłowych na drzewa rosnące w sąsiedztwie emitorów (RIEGER 1989; ORZEŁ 1996; GRABCZYŃSKI 1996; UFNALSKI, SIWECKI 2002). Imisje przemysłowe są czynnikiem powodującym zakłócenia w przebiegu fizjologicznych procesów zachodzących w drzewach, osłabiają aktywność aparatu asymilacyjnego poprzez defoliację oraz mechaniczne uszkodzenia, prowadzą do osłabienia żywotności drzew, objawiającego się między innymi zmniejszeniem przyrostu rocznego, a więc także i produkcji drewna (NIEDZIELSKA 1996).

Odnotowany w trakcie obecnych badań spadek szerokości przyrostów rocznych zaznaczył się najwcześniej w latach sześćdziesiątych, a maksimum przypadło na lata siedemdziesiąte (por. Ryc. 4.28). Badania NIEDZIELSKIEJ (1996) z okolic Świerklańca potwierdzają obserwacje zaprezentowane w niniejszej pracy, wskazując także na wyraźne obniżenie przyrostów już w latach sześćdziesiątych. Natomiast największe zahamowanie przyrostów autorka stwierdza w latach siedemdziesiątych, co również odzwierciedlają zaprezentowane w pracy wyniki. Badania drzewostanów sosnowych okolic Miasteczka Śląskiego, prowadzone przez innych autorów, dowodzą także znacznego obniżenia przyrostów drzew w latach siedemdziesiątych. GRABCZYŃSKI (1996a) podaje straty przyrostu sięgające 40 %. ORZEŁ (1996) analizując relatywny przyrost drzewostanów w okolicach Miasteczka Śląskiego stwierdza znaczne obniżenie wartości do poziomu 0,6-1,22, co potwierdzają także stwierdzone w niniejszej pracy wartości przyrostu relatywnego drzew na większości powierzchni (Por. Ryc. 4.30).

Omawiane przedziały czasowe są ściśle związane z uruchomieniem Huty w Miasteczku Śląskim, głównego emitora, którego moc produkcyjna osiągnięta została właśnie na początku lat siedemdziesiątych. Występujące na wszystkich powierzchniach bardzo silne zahamowanie wzrostu świadczy o tym, że w tych latach zadziałał silny czynnik stresowy, wobec którego różnice wrażliwości pomiędzy drzewami analizowanych powierzchni nie mają znaczenia. Najniższe jednak szerokości przyrostów stwierdzono na powierzchniach zlokalizowanych na zachód od emitora (powierzchnia G i L).

Analiza drzewostanów znajdujących się pod wpływem przemysłu w innych regionach potwierdza, podobnie jak zaobserwowane w Miasteczku Śląskim, zahamowanie przyrostów rocznych. Z okolic fabryki nawozów azotowych w Puławach autorzy (OLEKSYN i in. 1993) stwierdzili redukcję przyrostu radialnego sosny sięgającą 6-62 %. Szerokości przyrostów dębów ze strefy ochronnej Huty Miedzi „Głogów” charakteryzowały się spadkiem o ponad 70 % (UFNAŁSKI, SIWECKI 2002). FELIKSIK i WILCZYŃSKI (2003) stwierdzili na przełomie lat 60-tych i 70-tych znaczne obniżenie szerokości przyrostów daglezi zielonej rosnącej w Sudetach.

Na badanych powierzchniach w latach 80-tych nastąpił wyraźny wzrost szerokości przyrostów rocznych. Od początku lat osiemdziesiątych linie charakteryzujące przebieg przyrostu drzew badanych powierzchni mają charakter wznoszący, co świadczyć może, że czynnik stresowy działa na drzewa z coraz mniejszą siłą. Poprawę żywotności drzewostanów należy łączyć ze znacznym obniżeniem emisji przemysłowych na badanym obszarze. Zaobserwowana rewitalizacja badanych drzewostanów wskazuje na wyraźną i stosunkowo szybką poprawę zarówno żywotności drzew w wyniku obniżenia poziomu zanieczyszczeń. Wzrost dynamiki przyrostu grubości drzew w rejonie Miasteczka Śląskiego spowodowany zmniejszoną ilością emitowanych substancji szkodliwych jest zjawiskiem optymistycznym. Wskazuje, bowiem, że trwające nawet kilkanaście lat bardzo silne negatywne procesy spowodowane zanieczyszczeniami przemysłowymi nie są nieodwracalne.

Wyraźny wzrost dynamiki przyrostu pierśnicy drzew w drzewostanach sosnowych rosnących w okolicach Miasteczka Śląskiego, zanotowali także na przełomie lat 80-tych i 90-tych, autorzy szeregu prac (GRABCZYŃSKI 1996a, 1996b; NIEDZIELSKA 1996; ORZEŁ 1996; ORZEŁ, FORGIEL 2001).

Badanie rozkładu zawartości metali ciężkich w pierścieniach przyrostów rocznych drzew występujących na analizowanych powierzchniach stanowiło próbę zobrazowania związku pomiędzy zawartością metali w drewnie a warunkami środowiskowymi.

Toksyczność metali ciężkich dla roślin jest bardzo zróżnicowana i zależy od wielu czynników. Spośród badanych metali mangan i cynk pełnią funkcje w przemianach metabolicznych. Za naturalną zawartość cynku w roślinach przyjmowane są wartości 15-80 mg/kg, natomiast jako niebezpieczny uważa się poziom 200-500 mg/kg. Zawartość kadmu w roślinach z miejsc nie zanieczyszczonych nie przekracza 1 mg/kg. W przypadku ołowiu w normalnych warunkach rośliny mogą zawierać do 10 mg Pb/kg, natomiast za toksyczną uznaje się wartość 30 mg/kg (GRESZTA, PANEK 1989; CIEPAŁ 1992; KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999).

Analiza zawartości metali ciężkich przez gatunki drzewiaste dotyczy najczęściej badań nad nagromadzeniem pierwiastków w igłach, liściach lub też korze drzew (KARWETA 1978a; CIEPAŁ 1992, 1999; DMUCHOWSKI, BYTNEROWICZ 1995). NIEMTUR (i in. 1979) podaje zawartości metali w igłach trzech gatunków sosen z powierzchni zlokalizowanych w niedalekiej odległości od Huty w Miasteczku Śląskim. Średnie stężenie cynku wynosiło 227-1625 mg/kg, kadmu 2,5-16,6 mg/kg oraz ołowiu 65-845 mg/kg. Nieco mniejszy zakres zawartości, z podobnej lokalizacji, podaje KARWETA (1978a) dla cynku 94-465 mg/kg oraz ołowiu 35-545 mg/kg. Bezpośredni wpływ przemysłowego zanieczyszczenia środowiska na zawartość metali w igłach sosen potwierdzają liczne prace (NIEMTUR, CZUCHAJOWSKA 1978; NOWAK, WIDERA 1980; MATUSZCZYK, WIDERA 1980; BADURA, PACHA 1984).

Podawana w literaturze zawartość metali ciężkich w drewnie waha się w szerokich granicach. CIEPAŁ i NIEMTUR (1984) z okolic Miasteczka Śląskiego wskazują na znaczne nagromadzenie cynku oraz ołowiu w drewnie sosny tuż po rozpoczęciu działalności przez Hutę. Średnia zawartość cynku wynosiła 18 mg/kg, natomiast w latach siedemdziesiątych wzrosła do 40 mg/kg. W tym samym okresie zanotowano wzrost zawartości ołowiu z poziomu 2 mg/kg do 14 mg Pb/kg. Wartości podawane przez autorów (CIEPAŁ, NIEMTUR 1984) na terenach nie objętych presją antropogenicznego zanieczyszczenia środowiska były wyraźnie niższe i kształtowały się w granicach – Zn: 9-17 mg/kg oraz Pb: 2,3-4 mg/kg. NIEDZIELSKA (1997) z terenu lasów Nadleśnictwa Świerklaniec podaje niższe wartości, stwierdzając 16 mg/kg cynku, 6 mg/kg ołowiu oraz 2 mg/g kadmu. W porównaniu do zawartości pierwiastków odnotowanej przez tę autorkę w Augustowie oraz Kozienicach, kumulacja metali w drewnie sosen z Miasteczka Śląskiego była dwukrotnie wyższa. Podobne wartości podają autorzy badań drzewostanów dębowych (OPYDO i in. 2002), określając zawartość cynku mieszczącą się w granicach 2,7-17 mg/kg, ołowiu 0,3-16 mg/kg, kadmu 0,1-7,8 oraz miedzi 1,8-10,8 mg/kg. Skrajnie wysokie wartości notowane były w nielicznych drzewostanach.

W świetle przytoczonych danych literaturowych można stwierdzić, że określona w drewnie sosen badanych powierzchni zawartość poszczególnych metali nie odbiega od notowanych przez innych autorów wartości. Stosunkowo wysokie wartości cynku stwierdzono na powierzchni L (21,88 mg/kg, Tab. 4.21), natomiast pozostałe pierwiastki toksyczne (Cd, Pb, Cu) nie przekraczają wartości krytycznych. Analizując zmiany zawartości metali w ciągu 24 lat wykazano znacznie wyższe wartości metali w najmłodszych przyrostach drzew w porównaniu do odcinków odpowiadających zakresowi lat 1979 oraz 1989. Wskazywać może to na poprawę warunków środowiskowych wyrażoną mniejszą zawartością metali.

Na podstawie porównania zawartości poszczególnych pierwiastków na badanych powierzchniach trudno wykazać zależność pomiędzy zawartością metali w drewnie, a odległością od emitora. Kolejność powierzchni odpowiadająca zmniejszającej się zawartości cynku, kadmu oraz ołowiu w drewnie sosny w latach 1979-2003, nie jest jednakowa, ani dla analizowanych pierwiastków, ani też w obrębie porównywanych lat (por. Tab. 4.20).

Analizując rozkład zawartości pierwiastków w poszczególnych słojach przyrostowych obserwowanych odcinków pięcioletnich, można stwierdzić znaczne nagromadzenie metali w latach odpowiadających okresowi działalności Huty. Zawartość wszystkich pierwiastków wzrasta stopniowo od przedziału 1969-1973, stopniowo malejąc od lat osiemdziesiątych (Załącznik Tabela 8.1-8.7). Wzrost zawartości cynku i ołowiu podawany przez CIEPAŁA i NIEMTURA (1984) na początku lat 70-tych, potwierdza aktualne obserwacje, jednak zawartości notowane obecnie w drewnie dla lat siedemdziesiątych są nieco wyższe. Na powierzchniach G i L zanotowano dwukrotnie przekroczone, wspomnianą przez CIEPAŁA i NIEMTURA (1984) wartość stężenia cynku (G - 80,5 mg/kg; L - 110 mg/kg), oraz kadmu (G - 61 mg/kg; L - 41 mg/kg). Brak danych dotyczących zanieczyszczenia powietrza w tym okresie uniemożliwia dokładne prześledzenie i zinterpretowanie dynamiki zmian. Interesujący jest jednak fakt występowania większych zawartości metali w odcinkach przyrostów rocznych drzew odpowiadającym okresom sprzed uruchomienia Huty (Por. Załącznik Tabela 8.1-8.7).

Podobne spostrzeżenia dotyczące zmian zawartości metali w drewnie sosny z okolic Miasteczka Śląskiego dała analiza sumarycznej zawartości pierwiastków w 3 okresach różniących się intensywnością wpływu emitora. W porównaniu tym uzyskano interesujący wynik (por. Ryc. 4.32) potwierdzający częściowo analizy zawartości metali w odcinkach przyrostowych odpowiadających z lat 1979, 1989 oraz 2003. Stwierdzono natomiast występowanie niższej sumarycznej zawartości metali (Zn, Cd, Mn, Mg) w drewnie wszystkich powierzchni w ostatnich latach, w porównaniu do okresu poprzedzającego uruchomienie Huty w Miasteczku Śląskim. Zaobserwowany także znaczny wzrost poziomu kumulacji metali w okresie dwudziestu pięciu lat od rozpoczęcia działalności Huty Cynku, wydaje się być oczywisty. Mogłoby się także wydawać, że lata 1949-1968 poprzedzające wzmożoną pracę emitora charakteryzowały się znacznie niższym wpływem przemysłowego zanieczyszczenia środowiska aniżeli porównywane lata 1989-2003 – współczesnego rozwoju antropogenicznych przemian. Jedną z możliwości wyjaśnienia stwierdzonego faktu, jest przypuszczenie, iż w latach 50-tych i 60-tych rozwój przemysłu po II wojnie światowej nabrał znacznego tempa i rozmiarów. Jednak hipoteza ta wydaje się być nie do końca słuszna. Innym natomiast założeniem, jest podawane przez wielu autorów, zajmujących się problematyką

dendroekologii, promieniowe przemieszczanie się pierwiastków śladowych od kory w kierunku rdzenia (HAGEMAYER, BRECKLE 1986; ŁUKASZEWSKI i in. 1987, 1988, 1993; HAGEMAYER i in. 1994; HAGEMAYER, SCHÄFER 1995; TRÜBY P., 1995; BRACKHAGE i in. 1996; WATMOUGH I HUTCHINSON 1996; NABAIS i in. 1999; OPYDO i in. 2002; WATMOUGH, HUTCHINSON 2002). Translokacja metali w głąb pnia, i ich nagromadzenie w twardzieli wpłynęłoby wyraźnie na zawartość metali w analizowanych okresach. Założenia te potwierdza także stwierdzona zależność w przypadku cynku, kadmu, magnezu oraz manganu, pierwiastków, które według wielu autorów (ŁUKASZEWSKI i in. 1987, 1988, 1993; NIEDZIELSKA 1997) charakteryzują się znaczną mobilnością w promieniach rdzeniowych pni drzew.

Prezentowane w niniejszej pracy wyniki potwierdzają obserwacje NIEDZIELSKIEJ (1997), o nagromadzeniu analizowanych pierwiastków w przyrostach wytworzonych w latach 1935-1950 przed rozpoczęciem działalności produkcyjnej przez Hutę. Zawartość pierwiastków w tym okresie nie przekracza wartości odpowiadającym okresowi wzmożonej działalności huty (lata 1969-1988), jest jednak podwyższona w porównaniu do wartości odpowiadającym najmłodszym przyrostom. Wynik ten świadczyć może, że metale ulegały przemieszczeniu w głąb funkcjonującej wówczas bieli, ponieważ stwierdzone wysokie stężenie metali w twardzieli mogło nastąpić jedynie przed procesem twardzielowania (NIEDZIELSKA 1997). Twardziel stanowi barierę dla aktywnego przemieszczania się pierwiastków, co zostało stwierdzone także w innych pracach (LEPP, DOLLARD 1974; CHUN, HUI-YI 1992; HAGEMAYER 1993). W obecnych badaniach nie prowadzono obserwacji rozkładu bieli i twardzieli w obrębie pozyskanych próbek drewna, stąd trudności w określeniu dokładnej granicy i zinterpretowanie zaobserwowanego rozkładu zawartości metali.

Doniesienia wielu cytowanych uprzednio autorów sugerują, że z powodu wyraźnego zróżnicowania zawartości metali w pierścieniach przyrostów rocznych stwierdzonych u badanych drzew oraz potwierdzanym przemieszczaniem się analizowanych pierwiastków w obrębie poszczególnych partii pnia, wyniki dendroekologiczne nie odzwierciedlają ściśle poziomu skażenia środowiska. Przypuszczenia te częściowo potwierdzają zaprezentowane w niniejszej pracy wyniki dotyczące zawartości metali w poszczególnych przyrostach rocznych oraz sumarycznej zawartości metali w 3 analizowanych okresach.

Jednak rozkład metali stwierdzony w poszczególnych odcinkach przyrostowych, pozwala na ustalenie przedziału czasowego maksymalnych zawartości poszczególnych pierwiastków, na lata działalności huty (Por. Ryc. 4.33). Wskazując na to, iż rozkład zawartości metali w przyrostach rocznych odzwierciedla dość dobrze gwałtowny wzrost poziomu skażenia środowiska w okresie po rozpoczęciu działalności przez Hutę Cynku w Miasteczku Śląskim.

Niektórzy autorzy (KAŻMIERCZAKOWA i in. 1984; TENDEL, WOLF 1988; GUYETTE i in. 1991; EKLUND 1995; WATMOUGH I HUTCHINSON 1996; JONSSON i in. 1997) potwierdzają zależność między poziomem metali, notowanym w środowisku oraz koncentracją analizowanych pierwiastków w pierścieniach przyrostów rocznych. W badaniach prowadzonych w Szwecji EKLUND (1995) stwierdził wysoką zależność pomiędzy zmianami stężenia ołowiu i kadmu w atmosferze a zawartością metali w drewnie dębów. Podobnie GUYETTE (i in. 1991) przedstawia długotrwałe zależności działalności przemysłu wydobywczego ołowiu w stanie Missouri (USA), a zawartością ołowiu i kadmu w drewnie jałowca. Także WATMOUGH I HUTCHINSON (1996) analizując zawartość metali w przyrostach jaworu potwierdzili bezpośrednie zależności pomiędzy poziomem pierwiastków śladowych w depozycji atmosferycznej, a koncentracją w odcinkach przyrostowych drzew. W badaniach izotopów ołowiu (WATMOUGH i in. 1999) zaobserwowano także wpływ zmian poziomu metali w atmosferze na zawartości w drewnie *Acer pseudoplatanus*. Prace te w większości dotyczące zawartości ołowiu w drewnie potwierdzają obserwacje z okolic Miasteczka Śląskiego. Zawartość ołowiu w 5-letnich odcinkach przyrostowych a także sumaryczna zawartość ołowiu w 3 analizowanych okresach wskazuje, w przeciwieństwie do cynku i kadmu, na większe nagromadzenie ołowiu w obecnych latach aniżeli w okresie poprzedzającym działalność emitora (Por. Ryc. 4.32, Załącznik Tab.8.3). Fakt ten wskazywać może na brak translokacji ołowiu w drewnie w wyniku niskiej mobilności analizowanego pierwiastka, o czym donoszą prace Łukaszewskiego (i in. 1987, 1988, 1993) oraz Niedzielskiej (1997).

Szybka reakcja kumulacji metali w drewnie w stosunku do zmian atmosferycznej depozycji pierwiastków sugeruje, że akumulacja metali z atmosfery zachodzi prawdopodobnie w głównej mierze poprzez korę (WATMOUGH I HUTCHINSON 1996). Obserwacje te potwierdzają brak stwierdzonej bezpośredniej zależności pomiędzy koncentracją analizowanych metali w powierzchniowej warstwie gleby, a zawartością metali w drewnie drzewostanów badanych powierzchni w okresie 2000-2003.

Pomimo literaturowych doniesień o zdecydowanie negatywnym wpływie zawartych w glebie metali ciężkich na produktywność drzewostanów (ZWOLIŃSKI, ORZEŁ 2000) w niniejszej pracy nie udało się wykazać istotnej statystycznie zależności pomiędzy tymi parametrami. Wydaje się jednak, iż niskie zawartości metali notowane obecnie w powierzchniowej warstwie gleby badanych powierzchni, a przede wszystkim niewielka ilość prób mogły znacząco wpłynąć na brak istotności badanych korelacji.

Istotne jest natomiast wykazanie niekorzystnego wpływu zanieczyszczenia siedliska, czego odzwierciedleniem była zawartość metali w drewnie sosny, a bogactwem i różnorodnością gatunkową stwierdzoną w badanych fitocenozach. Ujemne wysokie współczynniki korelacji rang Spearmana notowane dla ołowiu ($r = -0,6$), kadmu ($r = -0,8$; $-0,7$) oraz cynku ($r = -0,7$) potwierdzają zakładaną hipotezę negatywnego wpływu metali ciężkich na bioróżnorodność analizowanych powierzchni badawczych (Por. Tab.4.25).

Podsumowując rozważania, w świetle danych literaturowych można stwierdzić, że na badanych powierzchniach zachodzą powolne zmiany regeneracyjne prowadzące do stabilizacji siedlisk. Niektóre analizowane problemy wskazują na ciągłą destabilizację fitocenz – napływanie gatunków obcych, przewagę roślin eurytopowych. Z drugiej jednak strony zmniejszająca się liczba gatunków siedliskowo obcych oraz większy udział gatunków z klas *Vaccinio-Piceetea*, pozwalają na prognozowanie poprawy oraz dalszej regeneracji siedlisk. Podobnie kondycja zdrowotna drzewostanu, oszacowana na podstawie analizowanych parametrów dendrometrycznych, pozwala stwierdzić korzystne przemiany, prowadzące do odbudowy struktury zdegradowanych długotrwałą działalnością przemysłu drzewostanów. W ostatnich latach nastąpił wyraźny przyrost pierśnicy, wysokości oraz pola powierzchni przekroju drzew. Spostrzeżenia te są jednak pierwszą oceną poprawy warunków siedliskowych badanych fitocenz, dlatego wydaje się konieczne dalsze powtarzanie obserwacji powierzchni badawczych, które, potwierdzą prognozowaną obecnie regenerację.

6. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

1. Na podstawie przeprowadzonych analiz roślinności badanych powierzchni wykazano procesy prowadzące do regeneracji oraz stabilizacji fitocenoz leśnych. Do cech wskazujących na korzystne przemiany fitocenoz należą:
 - Tendencja spadkowa liczby gatunków, zaobserwowana od 1979 roku prowadzi do ustalenia charakterystycznej, dla zbiorowisk borowych, nielicznej kombinacji gatunków.
 - Udział gatunków o wysokiej frekwencji (występujących na wszystkich powierzchniach) świadczy o dużej jednorodności analizowanych powierzchni badawczych, natomiast brak potwierdzenia gatunków sporadycznych notowanych we wcześniejszych obserwacjach potwierdza wyeliminowanie obcych siedliskowo elementów flory (Por. Zał. Tab. 1, gatunki oznaczone symbolem G2).
 - Znikomy udział terofitów, a także zdecydowana przewaga gatunków rodzimych na badanych powierzchniach, świadczą o niewielkim stopniu synantropizacji badanych zbiorowisk leśnych.
 - Znaczna dominacja gatunków z klas *Vaccinio-Piceetea*, potwierdzona zwiększającą się liczbą gatunków i ich pokryciem, wskazuje na regenerację struktury charakterystycznej dla zbiorowisk borowych.
 - Wzrastający udział głównych elementów runa borowego – gatunków: *Deschampsia flexuosa* oraz *Vaccinium myrtillus* a także dominacja w warstwie mchów *Pleurozium schreberi* potwierdza stabilizowanie się struktury borowej.
 - W ciągu analizowanego 24-letniego okresu, zmiany pokrycia gatunków na badanych powierzchniach były wyraźne, natomiast obecnie struktura roślinności jest bardziej jednorodna wskazując na stabilizację badanych fitocenoz borowych.
 - Pojawienie się świerka na wszystkich powierzchniach oraz znaczny jego udział w warstwie krzewów będący odpowiedzią na zmianę warunków siedliskowych (doświetlenie dna lasu) oraz poprawę warunków środowiskowych (zmniejszenie zanieczyszczenia) wskazuje na właściwy kierunek rozwoju analizowanych siedlisk borowych.
2. Degeneracja zbiorowisk na skutek długotrwałego oddziaływania emisji Huty wpłynęła na destabilizację układów ekologicznych, których skutki obserwowane są na badanych powierzchniach w postaci następujących cech:

- Częstsze występowanie oraz odnawianie się antropofitów (*Quercus rubra*, *Padus serotina*) na badanych powierzchniach.
 - Niewielka liczba porostów oraz znaczny stopień degeneracji ich plech wskazuje na niewystarczającą poprawę warunków siedliskowych dla rozwoju porostów.
 - Utrzymywanie się trzcinnika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*) na większości obserwowanych powierzchni z dość wysokim pokryciem jest skutkiem zaobserwowanych we wcześniejszych latach procesów degeneracyjnych badanych siedlisk. Jednak wspomniany wcześniej wzrastający udział gatunków borowych prognozuje możliwość stopniowego ograniczania, w następnych latach, udziału trzcinnika piaskowego – *Calamagrostis epigejos* na badanych powierzchniach.
3. Stwierdzono na wszystkich powierzchniach korzystne przemiany fitocenoz prowadzące do przywrócenia naturalnej struktury zbiorowisk borowych. Na powierzchniach charakteryzujących się starszym drzewostanem (B, G, K i L) stwierdzono procesy regeneracyjne, natomiast w zbiorowiskach młodszych (D i F), zaobserwowane procesy mają charakter sukcesji wtórnej odtwarzającej.
4. Wyraźne negatywne zmiany drzewostanów sosnowych badanych powierzchni pod wpływem działania zanieczyszczeń stwierdzono głównie w pierwszym analizowanym okresie – w latach 1979-1989. Do zmian tych zaliczono:
- Znaczne wydzielenie się drzew; zahamowanie przyrostu wysokości; niski przyrost pierśnicy oraz pola powierzchni przekroju drzew, niski przyrost miąższości.
 - Stwierdzono także znaczny spadek przyrostów rocznych drzew po rozpoczęciu działalności produkcyjnej przez Hutę w Miasteczku Śląskim.
5. W okresie 1989-2003 zaobserwowano wyraźne zmiany regeneracyjne drzewostanów sosnowych, polegających głównie na:
- wzroście produktywności oraz większych przyrostach grubości drzew (przyrost pierśnicy oraz pola powierzchni przekroju drzew),
 - zdecydowanie większych przyrostach słoików rocznych drzew,
 - oraz zaobserwowanemu na większości powierzchni odnawianiu się sosny w warstwie runa leśnego oraz podrostu.

6. Wykazano znaczny wzrost zawartości metali w drewnie sosny w latach odpowiadających wzmożonej działalności produkcyjnej Huty Cynku – odzwierciedlając wzrost poziomu skażenia środowiska w tym okresie. Stwierdzono też statystyczną zależność pomiędzy opadem pyłów a kumulacją metali w drewnie.
7. Stwierdzono negatywny wpływ zanieczyszczeń – określany za pomocą zawartości metali w drewnie – na szerokość przyrostów rocznych sosny oraz na bogactwo i różnorodność gatunkową badanych fitocenoz.
8. Analiza zawartości metali w drewnie (głównie Zn i Cd), wykazała większe zawartości metali w okresie poprzedzającym uruchomienie Huty (lata do 1968 roku – por. Załącznik Tab. 8.1-8.2) w porównaniu do odcinków przyrostowych odpowiadającym okresowi 1989-2003 – co wskazywać może na przemieszczanie się tych pierwiastków w promieniach rdzeniowych w głąb pnia. Analiza zawartości ołowiu w drewnie nie wykazała podobnych zależności sugerując, iż z powodu niewielkiej mobilności metalu rozkład zawartości ołowiu odpowiada zmianom skażenia środowiska tym pierwiastkiem.
9. Stwierdzone niewielkie zawartości metali w glebie oraz jej kwaśny odczyn pozwala sądzić, że obecnie zaznacza się mniejszy wpływ emitowanych przez hutę pyłów, będący wynikiem ograniczenia emisji zanieczyszczeń na początku lat dziewięćdziesiątych.
10. Stwierdzono zależność pomiędzy odległością od emitora poszczególnych powierzchni, a stopniem destabilizacji fitocenoz, która wyraża się głównie:
 - Na powierzchniach zlokalizowanych w bliskiej odległości od Huty – wysokim stężeniem metali w glebie (pow. D), wysoką zawartością metali w drewnie sosny (pow. G), znacznym ograniczeniem przyrostów rocznych sosny, wyraźnym ubytkiem liczby drzew.
 - Na powierzchni najbardziej oddalonej (pow. B) od Huty – najmniejszym spadkiem liczby drzew, największym wzrostem zasobności drzewostanów (najwyższe wartości przyrostu wysokości, pierśnicy oraz pola powierzchni przekroju drzew), a także najniższą zawartością metali w glebie oraz w drewnie sosny.

7. LITERATURA

1. ABSALON A. (red.) 1995., Komentarz do mapy sozologicznej 1:50 000. Wyd. Gepol, Poznań-Warszawa (arkusze: M-34-50-B, M-34-50-D, M-34-51-A, M-34-51-C)
2. ADRIANO D.C, 1986. Trace elements in the terrestrial environment. New York – Heidelberg, Springer Verlag
3. ADRIANO D.C, ELRASHI M.A., 1994. Interactions of contaminants with soil components and environmental restoration. Transactions of 15th World Congress of Soil Science, Acapulco, Mexico, 3a: 667-692
4. ALLOWAY R.J., 1990. Heavy metals in soils. Backie Glasgow and London, John Wiley & Sohns, New York
5. ANTOSIEWICZ D., 1992. Adaptations of plants to environmental polluted with heavy metals. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 61: 281-299
6. BADORA A., 2002. Wpływ pH na mobilność pierwiastków w glebach. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 482: 21-36
7. BADURA L., PACHA J. 1984. Szybkość rozkładu igieł sosny w borach otaczających Hutę Cynku w Miasteczku Śląskim. Acta Biol. Silesiana. K-ce, (15): 102-111
8. BARAN S., FABER A., 1976. Wpływ zanieczyszczeń pyłowych emitowanych przez Huty Cynku na zawartość ołowiu i cynku w glebie i roślinach. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, z. 179: 605-612
9. BARANOWSKA – MOREK A., 2003. Roślinne mechanizmy tolerancji na toksyczne działanie metali ciężkich. Kosmos, tom 52, nr 2-3: 283-298
10. BELL J.N.B., TRESHOW M., 2004. Zanieczyszczenie powietrza a życie roślin. Wyd. Naukowo-Techniczne, Warszawa
11. BETLEJA L. 1991. Badania morfologii plech *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. w płatach pni sosny (*Pinus silvestris*) w borach województwa katowickiego, s. 95-101. W: V Zjazd Lichenologów Polskich. Inst. Badań i Ekspertyz Naukowych, Gorzów Wielkopolski.
12. BEKER C. 1995. Przyrost pierśnicy w drzewostanach sosnowych młodszych klas wieku. Sylwan. (rok. CXXXIX) Nr 5: 61-70
13. BEKER C. 1996. Przyrost pierśnicowy w drzewostanach sosnowych starszych klas wieku. Sylwan. (rok. CXL) Nr 1: 81-91
14. BENOIT L., SKELLEY J., MOORE L., DOCHINGER L., 1982. Radial growth reductions of *Pinus strobus* L. correlated with foliar ozone sensitivity as an indicator of ozone-induced loss in eastern forests. Canadian Journal of Forest Research, 12: 673-678

15. BIAŁOBOK S 1984. Controlling atmosphere pollution. [w:] Treshow M. (red.) Air pollution and plant live. John Wiley & Sons, New York
16. BIAŁOBOK S (red.) 1987. Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. II Krajowe Sympozjum Kórnik, Wyd. Uniwersytetu A. Mickiewicza, Poznań
17. BIAŁOBOK S (red.) 1988. Wpływ zanieczyszczeń powietrza na roślinność. Wyd. LOP, Warszawa
18. BIAŁOBOK S. (red.), 1989a. Życie drzew w skażonym środowisku. PAN Instytut Dendrologii, Wyd. PWN, Warszawa-Poznań
19. BIAŁOBOK S., 1989b. Zagrożenie lasów w Polsce przez zanieczyszczenia przemysłowe [w:] Białobok S. (red.) Życie drzew w skażonym środowisku. PAN Instytut Dendrologii, Wyd. PWN, Warszawa-Poznań
20. BIAŁOBOK S., BORATYŃSKI A., BUGAŁA W., 1993. Biologia sosny zwyczajnej. Instytut Dendrologii PAN, Wyd. Sorus, Poznań-Kórnik
21. BIAŁOBOK S., KAROLEWSKI P., OLEKSYN J., 1980. Sensitivity of Scots pine needles from mother trees and their progenies to the action of SO₂, O₃, a mixture of there gases, NO₂, HF. Arboretum Kórnickie 25: 289-303
22. BIULETYN INSTYTUTU METEOROLOGII I GOSPODARKI WODNEJ w Katowicach (lata 2000-2003 oraz 1961-1990)
23. BIULETYN REGIONALNEGO MONITORINGU ŚRODOWISKA (wody powierzchniowe, ziemia). 1998, Wojewoda Katowicki, Ośrodek Badań i Kontroli Środowiska P.P., Katowice
24. BIULETYN URZĘDU WOJEWÓDZKIEGO 2003. Stan środowiska w województwie śląskim.
25. BIULETYN WOJEWÓDZKIEJ STACJI SANITARNO EPIDEMIOLOGICZNEJ, 2003
26. BLAKE L., GOULDING K. W. T., 2002. Effects of atmospheric deposition, soil ph and acidification on heavy metal contents in soils and vegetation of semi-natural ecosystems at Rothamsted experimental station, UK., Plant And Soil, 240. Kluwer Academic Publishers, ss: 235-251
27. BOROWSKI M., 1974. Przyrost drzew i drzewostanów. PWRiL, Warszawa
28. BOSIAK A., 1987. Zmiany produktywności drzewostanów będących pod wpływem zanieczyszczeń powietrza. ss: 429-440 [w:] Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. II Krajowe Sympozjum Kórnik, Wyd. UAM, Poznań
29. BRACKHAGE C, HAGEMAYER J., BRECKLE S., GRESZTA J., 1996. Radial distribution patterns of Cd and Zn in stems of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) trees analyzed 12 years after contamination event. Water, Air, and Soil Pollution, 90: 417-428

30. BRAUN H.J. 1982. Lehrbuch der Forstbotanik. Fischer-Verlag
31. BRAUN – BLANQUET J., 1964. Pflanzensoziologie. Pp 865. Springer Verlag. Wien-New York
32. BROOKS P.C., 1993. The nature of soil pollution. [w:] Soil monitoring. Schulin R. (red.) Birnhäuser Verlag, Basel, ss 230-231
33. BROŻEK S., ZWYDAK M., 2003. Atlas gleb leśnych Polski. Wyd. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa
34. BRUCHWALD A. (red.), 1990. Określanie zmian zasobów leśnych i ich wartości zachodzących pod wpływem antropopresji. Wyd. SGW-AR, Warszawa
35. BRUCHWALD A. (red.), 2000. Przestrzenne zróżnicowanie wzrostu sosny. Wyd. Fundacja „Rozwój SGGW”, Warszawa
36. BUGDAŁ U., SIENKIEWICZ J., 1983. Zmiany roślinności runa w nawożonym borze sosnowym, w zasięgu działania emisji przemysłowych. Prace IBL 627: 35-43
37. BYSTREK J., 1987. Reakcje porostów epifitycznych na zanieczyszczenia przemysłowe. Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. S: 335-339. [w:] II Krajowe Sympozjum Kórnik, Wyd. UAM, Poznań
38. CABAŁA S., 1980. Zmiany w borach wilgotnych GOP na skutek degradacji siedlisk leśnych. Archiwum Ochrony Środowiska 3-4: 135-140
39. CABAŁA S., 1990. Zróżnicowanie i rozmieszczenie zbiorowisk leśnych na Wyżynie Śląskiej. UŚ, K-ce
40. CELIŃSKI F, CABAŁA S., 1976. Geobotaniczne podstawy zagospodarowania ośrodka wypoczynkowego „Kochłowice” w Leśnym pasie Ochronnym GOP-u. Prace Naukowe UŚ 150, Katowice
41. CELIŃSKI F., SENDEK A., WIKA S. 1978. Zbiorowiska leśne bogatszych siedlisk Katowickiego Okręgu Przemysłowego. Wyd. UŚ. Acta Biologica Silesiana 5: 123-168
42. CELIŃSKI F., SZCZYPEK T., WIKA S., 1991. Waloryzacja szaty leśnej woj. katowickiego na tle przeobrażeń niektórych elementów środowiska geograficznego. [w:] Zmiany środowiska geograficznego w warunkach silnej antropopresji. Cz.3. Fundacja Ekologiczna „Silesia” UŚ, ss.39
43. CHRISTIANSEN E., 1989. Bark beetles and air pollution. Medd Norsk Inst Skogforsk 42: 101-107
44. CHUN L., HUI-YI H., 1992. Tree ring element analysis of Korean pine (*Pinus koraiensis* Sieb et Zucc.) and Mongolian oak (*Quercus mongolica* Fisch ex Turcz.) from Changbai Mountain, north-east China. Trees 6: 103-108

45. CIEPAŁ R., 1984. Badania ekologiczne runa boru sosnowego w strefie ochronnej Huty „Katowice”. UŚ, Katowice, Praca doktorska, maszynopis
46. CIEPAŁ R., 1992. Przenikanie S, Pb, Cd, Zn, Cu, Fe do biomasy oraz gleby ekosystemu leśnego (na przykładzie wschodniej części woj. Katowickiego). Znaczenie bioindykacyjne. UŚ Katowice
47. CIEPAŁ R., 1996. Chemical analysis of some species of pine forest herb layer from protective zone of steelworks „Huta Katowice”. *Acta Biologica Silesiana* 26(43): 9-25
48. CIEPAŁ R., 1999. Kumulacja metali ciężkich i siarki w roślinach wybranych gatunków oraz w glebie jako wskaźnik stanu skażenia środowiska terenów chronionych województw śląskiego i małopolskiego. UŚ Katowice
49. CIEPAŁ R., NIEMTUR S., 1984. Akumulacja cynku, ołowiu i magnezu w drewnie sosny zwyczajnej (*Pinus silvestris* L.) z rejonu przemysłowego (Miasteczko Śląskie). *Acta Biologica Silesiana* (16): 199-207
50. CIEPAŁ R., RYCMAN E., 1996. Ocena zagrożenia metalami ciężkimi i siarką Roztoczańskiego Parku Narodowego na podstawie analizy chemicznej liści i szpilek wybranych gatunków roślin. *Acta Biologica Silesiana* 28(45): 26-35
51. CZARNOWSKA K., 1997. Poziom niektórych metali ciężkich w glebach i liściach drzew miasta Łodzi. *Roczniki Gleboznawcze*, T. 48, nr3-4: 49-61
52. CZARNOWSKI M., 1978. Zarys ekologii roślin lądowych. PWN, Warszawa
53. CZUDEK A., 1929. O wpływie szkodliwych dymów i gazów na roślinność. *PTB, Rocz. Oddz. Śl.* 2: 1-20
54. CZYŻ A., GODZIK S., GRESZTA J., OLSZOWSKI J., 1968. Wpływ przemysłowych zanieczyszczeń powietrza na glebę i lasy w wybranym rejonie województwa katowickiego. *Ochrona Przyrody*, R 33: 309-338
55. DMUCHOWSKI W., BYTNEROWICZ A., 1995. Monitoring environmental pollution in Poland by chemical analysis of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles. *Environmental Pollution* 87: 87-104
56. DOMAŃSKI S., KOWALSKI S., KOWALSKI T., 1987. Emisje przemysłowe a działalność patogeniczna i zmiany biotrofilne grzybów ze szczególnym odniesieniem do GOP i KOP. [w:] *Reakcje drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. Materiały II Krajowe Sympozjum Kórnik 23-26 maja 1994*, Wyd. Sorus, Poznań
57. DONG P.H., KRAMER H., 1987. Zuwachsverlust in erkrankten Fichtenbestände. *Allgemeine Forst und Jagd Zeitung*, 158: 122-125

58. DORR H., MUNNICH K., 1991. Lead and cesium transport in European forest soils. *Water, Air and Soil Pollutions* 57-58: 809-818
59. DUDKA S., SAJDAK S., 1992. Wstępna ocena niektórych metali śladowych w glebach woj. Katowickiego. *Archiwum Ochrony Środowiska* nr 2: 125-134
60. DULIAS R., HIBSZER A., 1996. *Geografia województwa katowickiego*. Wyd. Rożak, Gdańsk
61. DULIAS R., HIBSZER A., 2004. *Województwo Śląskie. Przyroda, gospodarka, dziedzictwo kulturowe*. Wyd. Kubajak, Kraków
62. DYGUŚ K.H., 2002. Wieloletnie badania nad dynamiką roślinności w obiekcie leśnej oczyszczalni ścieków. [w:] *Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe*. IV Krajowe Symp. Kórnik 29.05-1.06.2001. Wyd. Bogucki, ss:383-390
63. DYLIKOWA A. 1973, *Geografia Polski. Krainy geograficzne*. PZWS. Warszawa
64. EBIŚ M. 2001. *Struktura biomasy sosny zwyczajnej*. PWN W-wa
65. EKLUND M., 1995. Cadmium and lead deposition around a Swedish battery plant as recorded in oak tree rings. *Journal of Environmental Quality* 24: 126-131
66. ELLENBERG H., 1992. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Scripta Geobotanica Vol. 18. Erach Glotze Verlag
67. ERNST W., 1995. Decontamination of consolidation of metal-contaminated soils by biological means. [w:] *Salomons (red.), Heavy metals*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, ss:141-149
68. FALIŃSKA K., 2004. *Ekologia roślin*. PWN, Warszawa
69. FALINSKI J.B. 1966. Próba określenia zniekształceń fitocenoz. *System faz degeneracyjnych zbiorowisk roślinnych*. *Ekologia Polski, Ser. B* 12 (1): 31-42
70. FALINSKI J.B. 1969. Zbiorowiska antropogeniczne i autogeniczne. Próba określenia i klasyfikacji. *Ekologia Polski, Ser. B* 15 (4): 337-355
71. FALINSKI J.B. 1972. Synantropizacja szaty roślinnej – próba określenia istoty procesu i głównych kierunków badań. *Phytocenosis* 1(3): 157-170
72. FALINSKI J.B. 1977. Research on vegetation and plant population dynamics conducted by Białowieża Geobotanical Station of the Warsaw University in the Białowieża Primeval Forest and in the environment (1952-1977). *Phytocenosis* 6. ½: 1-132
73. FALIŃSKI J.B., 1986. Sukcesja roślinności na nieużytkach porolnych jako przejaw dynamiki ekosystemu wyzwolonego spod długotrwałej presji antropogenicznej. *Wiadomości Botaniczne* 30, cz.I: 25-50 cz.II: 115-126

74. FALINSKI J.B., 1988. Succession, regeneration and fluctuation in the Białowieża Forest (NE Poland). *Vegetatio* 77: 115-128
75. FALINSKI J.B., 1991. Procesy ekologiczne w zbiorowiskach leśnych. *Phytocenosis* 3: 17-41
76. FALINSKI J.B., 2001. Przewodnik do długoterminowych badań ekologicznych. Wyd. PWN, Warszawa
77. FAŁTYNOWICZ W., 2003. The lichens, lichenicolous and allied fungi of Poland – an annotated checklist. Szfer Institute of Botany, Polish Academy of Science, Kraków
78. FANGEMAIER A., HADWINGER-FANGEMAIER A., VON DER EERDEN L. JÄGER H., 1994. Effects of atmospheric ammonia a vegetation. A review. *Environmental Pollution* 86: 43-82
79. FELIKSIK E., WILCZYŃSKI S., 2003. Tree rings as indicators of environmental change. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities, Series Forestry*, Vol. 6 (2)
80. FERGUSSON J.E., 1990. The heavy elements. Pergamon Press, Oxford
81. FERRETTI M., INNES J., JALKANEN R., SAURER M., SCHÄFFER J., SPIECKER H., VON WILPERT K., 2002. Air pollution and environmental chemistry – what role for tree-ring studies.. *Dendrochronologia* 2/1-2: 159-174
82. FOX C.A, KINCAIRD W., NASH T., YOUNG D., FRITTS H., 1986. Tree-ring variations on in western larch (*Larix occidentalis*) exposed to sulphur dioxide emissions. *Canadian Jourlan of Forest Research*, 16: 283-292
83. FRITTS H., 1976. Tree rings and climate. Academic Press London, New York
84. GAŁKIEWICZ T. 1983, Prawidłowości wykształcenia śląsko-krakowskich złóż cynkowo-olowiowych. *Prace Geologiczne nr 125*. PAN Komisja Nauk Geologicznych, Wyd. Geologiczne, Warszawa
85. GILEWSKA S. 1972. Geomorfologia Polski. T 1 Polska Południowa. Góry i Wyżyny. PWN, Warszawa, ss: 232-339
86. GIRAUDOUX P. (2006). p girmess: Data analysis in ecology. R package version 1.3.0. <http://lbe.univ-fcomte.fr>
87. GODBOLD D.L., HÜTTERMANN A., 1994. Effects of Acids rains on Forest Processes. John Wiley & Sons, New York
88. GODZIK B., 1993. Heavy metal content in plants from zinc dumps and reference areas. *Polish Botanical Studies* 5: 113-132
89. GODZIK S., 1987. Próba oceny wpływu zanieczyszczeń powietrza na lasy i grzyby. *Ochrona Powietrza* 6: 12-15

90. GODZIK S., 1989. Ostre i chroniczne uszkodzenia roślin oraz dopuszczalne w Polsce stężenie dwutlenku siarki. [w:] Białobok S. (red.), 1989. Życie drzew w skażonym środowisku. PAN Instytut Dendrologii, Wyd. PWN, Warszawa-Poznań
91. GODZIK S., HARABIN Z., 1968. Waldbestände im Rahme Katowice und Myslowice zu Ende des XIX Jahrhunderts und gegenwärtig. Materiały VI Międzynarodowej Konferencji "Wpływ zanieczyszczeń powietrza na lasy", zakład Badań naukowych GOP, PAN
92. GORLACH E., 1995. Metale ciężkie jako czynnik zagrażający żyzności gleby. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, z 421a: 113-122
93. GORLACH E., GAMBUŚ F., 1991. Desorpcja i fitotoksyczność metali ciężkich zależnie od właściwości gleby. Rocznik Gleboznawczy XLII/3-4: 207-214
94. GORLACH E., GAMBUŚ F., 2000. Potencjalne toksyczne pierwiastki śladowe w glebach (ndamiar, szkodliwość, przeciwdziałanie). Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, z 472: 275-296
95. GRABCZYŃSKI S. 1996a, Trend przyrostu grubości drzewostanów sosnowych znajdujących się pod wpływem emisji przemysłowych. Acta Agraria et Silvestria, Ser. Sylvestris Vol. XXXIV: 23-31
96. GRABCZYŃSKI S. 1996b, Przyrost grubości drzew w drzewostanach sosnowych w regionach przemysłowych. Acta Agraria et Silvestria, Ser. Sylvestris Vol. XXXIV: 3-21
97. GRABCZYŃSKI S., ORZEŁ S., RAIMER J., RIEGER R., 1987. Próba oszacowania strat przyrostu grubości drzewostanów sosnowych metodą dendroekologiczną na przykładzie Tarnobrzieskiego Zagłębia Siarkowego. [w:] Mat. II Krajowego Sympozjum „Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe”. Wyd. UAM, Poznań: 449-452
98. GRESZTA J. 1975. Wpływ imisji na siedliska borowe i drzewostany sosnowe w śląsko – krakowskim okręgu przemysłowym. PWN, W-wa
99. GRESZTA J., 1987. Wpływ przemysłowego zanieczyszczenia powietrza na lasy. Wyd. SGGW-AR, Warszawa
100. GRESZTA J., BARSZCZ J., 1986. Kształtowanie się niektórych cech biometrycznych sosny pospolitej (*Pinus sylvestris* L.) pod wpływem emisji elektrociepłowni „Połaniec”. Zesz. Nauk. AR w Krakowie, nr 232
101. GRESZTA J., BITKE R., SUCHANEK R., 1979. Wpływ pyłów hutnictwa metali nieżelaznych na kiełkowanie nasion *Pinus sylvestris*, *P. nigra*, *P. rigida*, *Picea abies*, *Quercus robur*. Sylwan 123 (1): 7-15

102. GRESZTA J., GRUSZKA A., KOWALKOWSKA K., 2002. Wpływ imisji na ekosystem. Wydawnictwo Śląsk, Katowice
103. GRESZTA J., PANEK E., 1989. Wpływ metali ciężkich na drzewa. [w:] Białobok S. (red.), Życie drzew w skażonym środowisku. PAN Warszawa – Poznań
104. GROCHOWSKA-REJMENT I., 1971. Flora słodkowodna Polski. Hepaticae. Bryophyta II
105. GRODZIŃSKA K., KORZENIAK U., SZAREK-ŁUKASZEWSKA G., GODZIK B., 2001. Colonization of zinc mine spoils in Southern Poland – preliminary studies on vegetation, seed, rain and seed bank. *Fragmenta Floristica Geobotanica* 45(1-2):123-145
106. GUYETTE R.P., CUTTER B.E., HENDERSON G.S., 1991. Long-term relationship between mining activity and levels of lead and cadmium in tree – rings of eastern red cedar. *Journal of Environmental Quality* 20: 146-150
107. GUZIKOWA M., LATOCHA E., PANCER-KOTEJOWA E., ZARZYCKI K., 1976. The effect of fertilization on a pine forest ecosystem in an industrial region. *Ecologia Polska* 24: 308-318
108. GWOREK B., DEGÓRSKI M., 1997. Przestrzenne i profilowe rozmieszczenie pierwiastków śladowych i żelaza w glebach zbiorowisk borowych. *Roczniki Gleboznawcze T XLVIII nr 1/2*: 19-30
109. HAGEMEYER J., 1993. Monitoring trace metal pollution with tree rings: a critical reassessment. [w:] MARKERT B. (red.) *Plants as Biomonitors*. Verlag Chemie, Weinheim, ss. 541-563
110. HAGEMEYER J., 1995. Radial distributions of Cd in stems of oak trees (*Quercus robur* L) analyzed after 10 years. *Trees* 9: 200-203
111. HAGEMAYER J., BRECKLE S., 1986. Cadmium in den Jahrringen von Eichen: Untersuchungen zur Aufstellung einer Chronologie der Immisionen. *Angewandte Botanik* 60: 161-174
112. HAGEMEYER J., SCHÄFER H., 1995. Seasonal variation in concentrations and radial distribution patterns of Cd, Pb, and Zn in stem wood of beech trees (*Fagus sylvatica* L.). *The Science of the Total Environment* 166(1995), Elsevier, ss. 77-87
113. HAGEMEYER J., SCHÄFER H., BRECKLE S., 1994. Seasonal variation of nickel concentrations in annual xylem rings of beech trees (*Fagus sylvatica* L.). *The Science of the Total Environment* 145, Elsevier, ss. 111-118
114. HARABIN Z., KAWALEC A., WARTESIEWICZ M., WEGIEREK S., WRONA A., 1980. Wpływ emisji przemysłowych na zachowanie się sosny zwyczajnej (*Pinus silvestris* L.) w

- wybranych kompleksach leśnych nadleśnictwa „Rybnik”. Arch. Ochr. Środ. 1: 107-139
115. HERBICH J., 1982. Zróżnicowanie i antropogeniczne przemiany roślinności Wysoczyzny Stanisławskiej na Pojezierzu Kaszubskim. Monografie Botaniczne 63
 116. HILL M.O. 1973 – Diversity and evenness: a unifying concept and its consequences – Ecology, 54: 427–432
 117. HILL M. O., GAUCH H.G. 1980. Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. Vegetatio 42: 47-58
 118. HOFFMANN E., LUDKE C., SCHOLZE H., STEPHANOWITZ H., 1994. Analytical investigations of tree rings by laser ablation ICP-MS. Journal Atmospheric Chemistry 350: 253-259
 119. HOLUB Z., OSTROLUCKA M.G., 1988. To the question of direct influence of acid rain on the function of pollen of forest trees. Ekologia Cssh. 7 (3): 27-32
 120. JAKUBOWSKA-GABARA J., 1985. Zespoły leśne Wysoczyzny Rawskiej i ich antropogeniczne zniekształcenia. Monografie Botaniczne 65, ss. 1-148
 121. JAKUBOWSKA-GABARA J., 1989. Leśne zbiorowiska zastępcze. Wiadomości Botaniczne, T. 33, zesz. 1: 9-18
 122. JASIEWICZ C., ANTONKIEWICZ J., 2002. Wpływ odczynu gleby na pobieranie metali ciężkich przez rośliny. Zeszyty problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 482: 215-223
 123. JASZCZAK R. 1995. Zmiana stanu zdrowotnego drzewostanów sosnowych pod wpływem średnich skażeń z uprzemysłowionej aglomeracji miejskiej. Sylwan. Nr 8: 43-49
 124. JASZCZAK R., MAGNUSKI K., 2002. Biometryczne cechy drzewostanów sosnowych rosnących w warunkach stresu jako kryterium ich kondycji życiowej. [w:] Mat. IV Krajowego Sympozjum „Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe”. Wyd. Naukowe Bogucki, Poznań, ss. 449-456
 125. JONSSON A., EKLUND M., HAKANSSON K., 1997. Heavy metals of the 20th century recorded in oak tree rings. Journal of Environmental Quality 26: 1638-1643
 126. JÓZEFACIUKOWA W., 1984. Wpływ imisji przemysłowych na stan biomasy zbiorowisk roślinnych w sąsiedztwie zakładów chemicznych w Tarnowskich Górach. Prace IBL 632: 24-42
 127. JUDA-REZLER K., 2000. Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na środowisko. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa

128. KABATA-PENDIAS A., 1977. Metale ciężkie w roślinach rosnących na odpadach flotacyjnych przemysłu miedziowego. Roczn. Gleb. T. XXVIII, nr 2: 141-154
129. KABATA-PENDIAS A, PENDIAS H., 1973. Szkodliwość nadmiernego stężenia metali ciężkich w środowisku biologicznym. Zesz. Probl. Post. Nauk. Roln. z. 145: 63-78
130. KABATA-PENDIAS A, PENDIAS H, 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN, Warszawa
131. KABATA-PENDIAS A, TARŁOWSKI P., DUDKA S., 1985. Opad pierwiastków śladowych z atmosfery na powierzchnię gleb. Rocznik Gleboznawczy 36/1: 137-140
132. KANTARCI M. D., 2003. The effects of SO₂ pollutant on forest tree needles at mountainous land around Izmir (Turkey). Water, Air and Soil Pollutions: Focus 3, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, ss. 215-225
133. KAPALA J., 1983. Ocena jakości powietrza w województwie katowickim. PAN, Komisja ochrony środowiska człowieka regionów przemysłowych. Wyd. PAN, Katowice
134. KAPUSTA M., MŮDRY P., 1974. Dlhodoby vplyv imisti Banskostavnickiej Huty na Vegetaciju A Na Krajinu. SAV, Acta Geobiol., 3(8): 85-122
135. KARTUSCH B., 1988. Holzanatomische Untersuchungen an unterschiedlich mit Fluor belasten Kiefern (*Pinus sylvestris* L.). Angewandte Botanik 62(3-4): 183-192
136. KARWETA S., 1978a. Bioindykacja skażenia środowiska metalami ciężkimi (Zn i Pb) na podstawie analizy chemicznej szpilek sosny zwyczajnej w rejonie emisji. Archiwum Ochrony Środowiska 2: 135-138
137. KARWETA S., 1978b. Wpływ emisji metali ciężkich na rośliny i ich siedliska. Zesz. Probl. Post. Nauk. Roln. z. 206: 57-63
138. KARWETA S., 1979. Wpływ przemysłowych zanieczyszczeń atmosfery na skażenie gleb i roślin metalami ciężkimi na obszarze GOP. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, wyd, Czasopism technicznych NOT, Warszawa, ss. 1-16
139. KARWETA S., 1991. Kompleksowa ocena oddziaływania Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” na środowisko. NFOŚ Zakład Badań i Ekspertyz Ekologicznych, Warszawa - maszynopis
140. KARWETA S., KAWALEC A., HARABIN Z., 1987. Badania porównawcze szpilek *Pinus sylvestris* L. w rejonie elektrowni „Rybnik” przed i po jej uruchomieniu. [w:] Mat. II Krajowego Sympozjum „Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe”. Wyd. Naukowe UAM, Poznań, ss. 278-282

141. KAŻMIERCZAKOWA R., 1988. Przekształcenia roślinności boru sosnowego *Vaccinio myrtilli-Pinetum* w zasięgu oddziaływania huty cynku i ołowiu w Bukownie k/Olkusza. *Studia Naturae*, seria A, nr 31: 29-80
142. KAŻMIERCZAKOWA R., GRODZIŃSKA K., BEDNARZ Z., 1984. Content of heavy metals in xylem of 100 old Beech (*Fagus sylvatica* L.) in Southern Poland. *Bulletin of the Polish Academy of Sciences, Biological Sciences*, 132: 329-338
143. KERBER B. 1977, Charakterystyka złóż w rejonie tarnogórskim. [w:] Pawłowska J. (red.) Charakterystyka rud cynku i ołowiu na obszarze śląsko-krakowskim. Wyd. Geolog.
144. KĘPCZYŃSKI K., ZAŁUSKI T. 1991. Przekształcenia fitocenozy borów sosnowych i mieszanych poblizu zakładów azotowych Włocławek. *Acta Universitatis Nicolai Copernici*, z. 77: 3-24
145. KIMSA T., CIEPAŁ R., 1995. Metale ciężkie w roślinach jako wskaźnik degradacji środowiska. Kształtowanie środowiska geograficznego i ochrona przyrody na obszarach uprzemysłowionych i zurbanizowanych. WBIOS, WNoZ, Wyd. UŚ Katowice-Sosnowiec, ss. 28-36
146. KISZKA J. 1993. Wpływ emisji miejsko-przemysłowych na florę porostów Górnego Śląska i okolicy. *Studia Ośr. Dok. Fizjogr. PAN*, 21
147. KLOTZ, S., KÜHN, I., DURKA, W., 2002. BIOFLOR - Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, 38
148. KOBIERSKI L., 1974. Rośliny naczyniowe Garbu Tarnogórskiego na Wyżynie Śląskiej. *Rocz. Muz. Gornośl. W Bytomiu. Przyroda* 8
149. KONDRACKI J. 1988. *Geografia fizyczna Polski*. Wyd VI, PWN Warszawa, ss. 463
150. KONDRACKI J. 2000. *Geografia regionalna Polski*. Wyd. II. PWN Warszawa, ss. 441
151. KONDRATIUK E.N., TARABIN W.P., BALKANOV W.I., BURDA R.I., CHARCHOTA A.I. 1980. *Promyślennaja botanika*. Kiev Naukova Dumka, 1-257
152. KOPER-SIERKA E., 1997. Wpływ zanieczyszczeń emitowanych przez huty metali nieżelaznych w Miasteczku Śląskim i Bukownie na środowisko na podstawie zawartości wybranych metali w glebie i mchach. Praca magisterska - maszynopis
153. KORNAŚ J., 1977. Wpływ człowieka i jego gospodarki na szatę roślinną. [w:] Szata roślinna Polski t.I, PWN, Warszawa
154. KORNAŚ J., 1981. Oddziaływanie człowieka na florę: mechanizmy i konsekwencje. *Wiadomości Botaniczne*, 25(3): 165-182

155. KORNAŚ J., 1990. Jak i dlaczego giną nasze zespoły roślinne? Wiadomości Botaniczne, 34: 7-16
156. KOWALSKI S., 1987. Mycotrophy of trees in converted stands remaining under strong pressure of industries pollution . Angewandte Botanik 61(1-2): 65-85
157. KOWALKOWSKI A., SZCZUBIAŁKA Z., 1981. Związki między stężeniem Mn, Cu, Pb, Zn w igłach sosny zwyczajnej (*Pinus silvestris* L.) a ich zawartością w poziomach próchnicznych gleb skażonych emisją przemysłową. Roczn. Gleb. T. XXXII, nr 1: 54-69
158. KRUCZAŁA A. 1972, Opady atmosferyczne na obszarze Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego. Wyd. PAN, Wrocław-Warszawa-Kraków-Gdańsk
159. KRUCZAŁA A. 2000. Atlas klimatu województwa śląskiego. Wyd. IMGW, Katowice
160. KRYUCHKOV V.V, 1993. Extreme anthropogenic loads and northern ecosystem condition. Ecological Applications 3: 622-630
161. KUROWSKI J.K., 1979. Bory i lasy z antropogenicznie wprowadzoną sosną w dorzeczach środkowej Pilicy i Warty. Acta Universitatis Lodzensis. Folia Botanica 2, 29: 1-158
162. KUROWSKI J.K., 1984. Sieć stałych powierzchni badawczych w lasach Bełchatowskiego Okręgu Przemysłowego. Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, 631: 3-22
163. KUROWSKI J.K., 1989. Zasobność drzewostanów w Bełchatowskim Okręgu Przemysłowym. Acta Universitatis Lodzensis, Folia Botanica, 6: 69-99
164. KUROWSKI J.K., 1993. Dynamika fitocenoz leśnych w rejonie kopalni odkrywkowej Bełchatów. Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź, ss. 1-171
165. LAZAR J. 1962., Gleby województwa katowickiego. Śląskie Instytut Naukowy, PWRiL, Warszawa
166. LEGENDRE P., LEGENDRE L. 1988 – Numerical ecology. Second English Edition. Elsevier,
167. LEPP N., 1975. The potential of tree ring analysis for monitoring heavy metal pollution patterns. Environmental Pollution 9: 49-61
168. LEPP N., DOLLARD G., 1974. Studies on the behavior of lead in wood. Binding of free and complexed ²¹⁰Pb to xylem tissue. Oecologia, 16: 369-377
169. LINDERHOLM H. W., 1999 Climatic and anthropogenic influences on radial growth of Scots pine at Hanvedsmossen, a raised peat bog, in south central Sweden. Geografiska Annaler, 81 A (1999), 1: 75-86

170. LOREK E., 1993. Kierunki i dynamika zmian procesów degradacji środowiska pod wpływem antropopresji w rejonie Górnego Śląska. Prace Naukowe AE w Katowicach, Katowice
171. ŁAPIŃSKI W., 2003. Przyroda i leśnictwo Śląska w zasięgu Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Katowicach. Wyd. Łaciński, Katowice
172. ŁOMNICKI A. 2003. Wprowadzenie do statystyki dla przyrodników. Oxford.
173. ŁUCZKIEWICZ W., 1922 a. Wpływ dymów fabrycznych na drzewostany. Sylwan, 40: 190-194
174. ŁUCZKIEWICZ W., 1922 b. Kilka słów o szkodach dymowych w okolicy Katowic. Sylwan 40: 195-198
175. ŁUKASIK I., CIEPAŁ R., 1991. Ocena akumulacji metali ciężkich w runie boru świeżego rosnącego w strefie ochronnej Kombinatu metalurgicznego „Huta Katowice”. Acta Biologica Silesiana, Katowice 16(33): 105-121
176. ŁUKASZEWSKI Z., OPYDO J., SIWECKI R., 1987. Zawartość metali ciężkich w pierścieniach przyrostów rocznych sosny zwyczajnej rosnącej w warunkach umiarkowanego skażenia środowiska. [w:] „Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe” Materiały II Krajowego Sympozjum Kórnik 1984, Wyd. UAM Poznań, ss. 385-390
177. ŁUKASZEWSKI Z., SIWECKI R., OPYDO J., ZEMBRZUSKI W., 1988. The effect of industrial pollution on zinc, cadmium and copper concentration in the xylem rings of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). Trees, 2: 1-6
178. ŁUKASZEWSKI Z., SIWECKI R., OPYDO J., ZEMBRZUSKI W., 1993. The effect of industrial pollution on copper, lead, zinc and cadmium concentration in xylem rings of resistant (*Populus marilandica*) and sensitive (*P.balsamifera*) species of poplar. Trees, 7: 169-174
179. ŁYSKO A., MARSKA B., 2002. Zmiany lichenoflory wokół Zakładów Chemicznych „Police” SA. Marchwiska w okresie wielolecia 1982-1999. [w:] Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. IV Krajowe Sympozjum Kórnik 29.05-1.06.2001. Wyd. Bogucki, Poznań, ss. 335-339
180. MANION P.D., 1981. Tree disease concepts. Prentice hall Inc. Engdewood Cliffs, New York
181. MARCHWIŃSKA E., KUCHARSKI R., 1989. Wpływ mieszanin gazowych na drzewa. [w:] Białobok S. (red.) Życie drzew w skażonym środowisku. PAN Warszawa – Poznań
182. MARCZAK M., BIEDROŃ J. 1976. Badania nad zawartością cynku w poziomie akumulacji biologicznej gleb leśnych. Sylwan, Nr. 1: 31-40

183. MARCZAK M., BIEDROŃ J. 1978. Rozkład zawartości cynku w profilach gleb leśnych narażonych na emisje przemysłowe. Sylwan, Nr. 4: 9-16
184. MATERIAŁY INFORMACYJNE – Huta Cynku “Miasteczko Śląskie”, 2005, maszynopis
185. MATERNA J., 1986. Air quality effects of SO₂ and NO_x. [w:]Schneider (red.), Acidification and its policy implification. Elsevier Science Publishers, Amsterdam
186. MATUSZCZYK I., WIDERA S., 1980. Aktywność peroksydazy i pojemność buforowa igieł jako wskaźniki zagrożenia drzewostanów sosnowych przez emisje hutnictwa cynku i ołowiu. Arch. Ochr. Srod. 3-4: 129-133
187. MATUSZKIEWICZ W., 2001, Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN, Warszawa
188. MATUSZKIEWICZ J.M., 2002. Zespoły leśne Polski. Wyd. PWN, Warszawa
189. McLAUGHLIN S.B., 1985. Effect of air pollution on forest. A critical review. Journal of the Air Pollution Control Asociation, 35: 516-534
190. McLAUGHLIN S., SHORTLE W., SMITH K., 2002. Dendroecological application in air pollution and environmental chemistry: research needs. Dendrochronologia 20/1-2: 135-157
191. MEDWECKA-KORNAŚ A., 1977. Zespoły leśne i zaroślowe. [w:] Szata roślinna Polski. T I, PWN, Warszawa
192. MIKYŠKA R., 1964. Über die Fazielle Entwicklung des Unterwuchses in wirtschaftlich beeinflussten Wäldern. Preslia, 36: 144-164
193. MIKYŠKA R., 1968. Wäldern am Rande des Ostböhmischen Tiefebene. Eine pflanzensozologische Studie. Rozprawy Ceškiej Akademii 78(4): 1-122
194. MIREK Z., PIĘKOŚ-MIRKOWA H., ZAJĄC A., ZAJĄC M., 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland a Checklist. Szafer Institute of Botany, PAN, Kraków
195. MISZTAL M., LIĞEZA S., 1996. Wpływ odczynu i wilgotności gleby zanieczyszczonej przez hutę cynku na zawartość metali ciężkich w roztworze glebowym. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 434:879-883
196. MIŚ R., 1995a. Wpływ przemysłowych zanieczyszczeń powietrza na wzrost wysokości i jakość sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.). Sylwan, nr 1: 87-97
197. MIŚ R. (red.), 1995b. Wpływ długotrwałych zanieczyszczeń przemysłowych na środowisko leśne Nizżu Polskiego. Fundacja „Rozwój SGGW”, Warszawa-Poznań
198. MIŚ R., RĄCZKA G., 2002. Wpływ długotrwałych zanieczyszczeń przemysłowych na wzrost wysokości drzew sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.). [w:] „Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe”. Materiały IV Krajowego Sympozjum, wyd. Bogucki Poznań, ss. 431-440

199. MOLENDĄ D., 1963. Górnictwo kruszcowe na terenie złóŹ śląsko-krakowskich do połowy XVI wieku. Studia z DziejóŹ Górnictwa i Hutnictwa Tom VIII. Instytut Historii Kultury Materialnej PAN. Zakład Narodowy im Ossolińskich Wyd. PAN Wrocław-Warszawa-Kraków
200. MOLENDĄ D., 1969. Środowisko geograficzne. [w:]Tarnowskie Góry. Zarys rozwoju powiatu. Wyd. Śląsk, Katowice
201. MOLENDĄ D., BALCERZAK E., 1987. Metale nieŹelazne na ziemiach Polskich od XIV do XVIII wieku. Instytut Historii Kultury Materialnej PAN. Zakład Narodowy im Ossolińskich Wyd. PAN Wrocław – Warszawa – Kraków – Gdańsk – ŁódŹ
202. MYCZKOWSKI S., 1962. Zbiorowiska leśne Nadleśnictwa Murcki na WyŹynie Śląskiej. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 31 (2): 21-33
203. NABAIS C., FREITAS H., HAGEMAYER J., 1999. Dendroanalysis: a tool for biomonitoring environmental pollution?. The science of the total Environment 232: 33-37
204. NHORDTEDT H., 1987. A field study of forest floor respiration response to a artificial heavy metal contemned acid rain. Scandinavian Journal of Forest Research 2(1): 136-142
205. NIEDZIĘLSKA B., 1996. Badania poróŹnawcze wpływu zanieczyszczeń przemysłowych na podstawie włościwości drewna sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.). Acta Agraria et Silvestria, Ser. Sylvestris Vol. XXXIV: 105-119
206. NIEDZIĘLSKA B., 1997. Zawartość metali cięŹkich oraz makroskładników w drewnie sosny (*Pinus sylvestris* L.) rosnącej w warunkach o zróżnicowanym stopniu zanieczyszczeń przemysłowych. Acta Agraria et Silvestria, Ser. Sylvestris Vol. XXXV: 29-42
207. NIEMTUR S., 1977. Wpływ zanieczyszczeń przemysłowych na drzewa. Wiadomości Botaniczne t.21 (2): 123-136
208. NIEMTUR S., BOROWSKA D., BIEDROŹ J. 1979. Zawartość niektórych metali cięŹkich w igłach trzech gatunków sosen z powierzchni [przy Hucie Cynku. Acta Biologica Silesiana, nr 297: 129-137
209. NIEMTUR S., CZUCHAJOWSKA Z., 1978. Sezonowa zmienność Ph i pojemności buforowej ekstraktów wodnych igieł trzech gatunków sosen naraŹonych na emisje huty cynku. Archiwum Ochrony Środowiska 1: 123-130
210. NIHLGARD B., 1985. The ammonium hypothesis – an additional explanation to the forest dieback in Europe. Acidification research in Sweden, Ambio 14: 2-8
211. NOWAK J., TOBOLEWSKI Z., 1975. Porosty Polskie. Opisy i klucze do oznaczania. PWN, Warszawa

212. NOWAK M., WIDERA S., 1980. Wpływ kumulacji siarki i metali ciężkich w organach asymilacyjnych sosny pospolitej na wybrane cechy morfologiczne i stopień uszkodzenia szpilek. *Archiwum Ochrony Środowiska* 3-4: 123-128
213. NÖJD P., REAMS G.A., 1996. Growth variation of Scots Pine across a pollution gradient on the Kola Peninsula, Russia. *Environmental Pollution* 93: 313-325
214. OCHYRA R., ŻARNOWIEC J., BEDNAREK-OCHYRA H., 2003. Census catalogue of Polish Mosses. Institute of Botany, Polish Academy of Science, Kraków
215. OLACZEK R., 1972. Formy antropogenicznej degeneracji leśnych zbiorowisk w krajobrazie rolniczym Polski niżowej. Wyd. Uniwersytet Łódzki, Łódź, ss. 1-170
216. OLACZEK R., 1974a. Kierunki degeneracji fitocenoz leśnych i metody ich badań. *Phytocenosis* 3. (3-4): 179-190
217. OLACZEK R., 1974b. Etapy pinetyzacji grądu. *Phytocenosis* 3. (3-4): 201-214
218. OLACZEK R., 1982. Synantropization of phytocenoses. *Memorabilia zoologica* 37: 93-112
219. OLACZEK R., 1990. Wpływ wykorzystania lasu i gospodarki leśnej na ekosystemy leśne i ich elementy. [w:] Szujewski (red.), *Reakcje ekosystemów leśnych i ich elementów składowych na antropopresję*. SGGW-AR, Warszawa
220. OLEKSYN J., 1987. Air pollution effects on 15 European and Siberian Scots pine provenances growing in a 75 years old experiment. *Arboretum Kórnickie* 32: 151-162
221. OLEKSYN J., 1988. High growth of different European Scots pine provenances in a heavy polluted and control environment. *Environmental Pollution*, 55(4): 289-299
222. OLEKSYN J., FRITTS H.C., HUGHES M.K., 1993. Tree-ring analysis of different *Pinus sylvestris* provenances, *Quercus robur*, *Larix decidua* and *L. decidua* x *L. kaempferi* affected by air pollution. *Arboretum Kórnickie*, 38: 87-111
223. OPYDO J., UFNARSKI K., SIWECKI R., 2002. Zwartość metali ciężkich w pierścieniach przyrostów rocznych dębów w wybranych drzewostanach dębowych. [w:] „Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe” IV Krajowe Sympozjum Kórnik 29.05-1.06.2001. Wyd. Bogucki, Poznań, ss. 771-780
224. ORZEŁ S. 1995. Dynamika wzrostu drzewostanów sosnowych w wybranych regionach przemysłowych Polski południowej. *Zeszyty Naukowe AR w Krakowie, Ser. Rozprawy* nr 204, 1-77
225. ORZEŁ S. 1996. Dynamika przyrostu grubości drzewostanów sosnowych położonych w zasięgu emisji zakładów przemysłu metali kolorowych. *Sylvan* Nr 1: 59-69

226. ORZEŁ S., FORGIEL M., 2001. Przyrost grubości na stosunkowych wysokościach sosen wzrastających w różnych strefach przemysłowego zagrożenia. Sylwan, nr 2: 49-59
227. ORZEŁ S., GRABCZYŃSKI S., RAIMER J., RIEGER R., 1987. Rozwój drzewostanów sosnowych w rejonach przemysłowych na przykładzie Tarnobrzeskiego Zagłębia Siarkowego. [w:] Mat. Krajowego Sympozjum „Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe”. Wyd. Naukowe UAM, Poznań, ss. 443-447
228. ORZEŁ S., SOCHA J., 2000. Tempo naturalnego wydzielania drzew w drzewostanach sosnowych wzrastających w różnych strefach przemysłowego zagrożenia. Sylwan nr 9: 77-87
229. OSTROWSKA A., GAWLIŃSKI S., SZCZUBIAŁKA Z., 1991. Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa
230. PALOWSKI B. 1987a. Wpływ emisji przemysłowych huty Katowice na organa generatywne *Pinus silvestris* L. . Acta Biologica Silesiana K-ce, 4(21): 58-68
231. PALOWSKI B. 1987b. Badanie nasion *Pinus sylvestris* L. z terenów sielnie zagrożonych przez przemysł. [w:] Mat. II Krajowego Sympozjum „Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe”. Wyd. Naukowe UAM, Poznań, ss. 401-407
232. PASIECZNA A., 2003. Atlas zanieczyszczeń gleb miejskich w Polsce. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa
233. PATRICK G.J., FARMER J.G., 2006. A stable lead isotopic investigation of the use of sycamore tree rings as a historical biomonitor of environmental lead contamination. Science of the Total Environment 362, Elsevier, ss. 278-291
234. PISKORNIK Z., GODZIK S., 1970. Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na rośliny cz. II. Wiadomości Botaniczne tom XIV, zesz. 2: 91-102
235. PLAN URZĄDZANIA LASU na okres od 2000 r. do 2010 r. Nadleśnictwo Świerklaniec. Obręb Świerklaniec. Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej w Warszawie.
236. POBORSKI P., 1992. Powietrze na Górnym Śląsku- Raport. Centrum Informacyjne Ochrony Powietrza PKE, Katowice
237. POMIERNY S., CIEPAŁ R., 2004. Ocena wieloletniego oddziaływania emisji przemysłowych na gleby i rośliny w granicach strefy ochronnej „Huty Katowice”. Acta Agrophysica, Vol. 4(2): 475-489
238. POMIERNY S., GEROLD I., CIEPAŁ R., ŁUKASIK I., 2005. *Pinus sylvestris* L., jako biomonitor zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi (Zn, Cd, Pb). Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 509: 221-229
239. PRASAD M., HAGEMEYER J., (red.), 1999. Heavy metal stress in plants (from molecules to ecosystems). Springer Verlag, Berlin, Heidelberg

240. PRUSINKIEWICZ Z., POKOJSKA U., 1989. Wpływ imisji przemysłowych na gleby. [w:] Białobok S. (red.), Życie drzew w skażonym środowisku. PAN Instytut Dendrologii, Wyd. PWN, Warszawa-Poznań, ss. 223-244
241. PRZYBYLSKI T., 1983. Możliwości wykorzystania sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) jako bioindykatora skażeń środowiska. Bioindykacja skażeń przemysłowych i rolniczych. PAN oddz. we Wrocławiu; Komisja Nauk o Ziemi, Wrocław
242. PRZYBYLSKI T., 1989. Wpływ emisji na ekosystemy leśne. [w:] Białobok S. (red.), Życie drzew w skażonym środowisku. PAN Instytut Dendrologii, Wyd. PWN, Warszawa-Poznań, ss. 423-441
243. PRZYBYLSKI T., 1990a. Degradacja środowiska leśnego uprzemysłowionych regionów Polski Południowej. SGGW-AR, Warszawa
244. PRZYBYLSKI T., 1990b. Badania wpływu huty Katowice na środowisko. Sprawozdanie HK (NB) 3, Uniwersytet Śląski, Katowice, maszynopis
245. PRZYBYLSKI T., 1991. Zagrożenia środowiska przyrodniczego w województwie katowickim. Wyd. Fundacja Ekologiczna „Silesia”, Katowice
246. PRZYBYLSKI T., 1993. Autekologia i synekologia. [w:] Białobok S. (red.), Biologia sosny zwyczajnej. PAN Instytut Dendrologii, Wyd. Sorus, Poznań-Kórnik
247. PUCHALSKI J., PRUSINKIEWICZ Z., 1975. Ekologiczne podstawy siedliskoznawstwa leśnego, PWRiL, Warszawa
248. R Development Core Team 2006. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
249. RABOTNOW T.A, 1985. Fitocenologia. PWN, Warszawa
250. RAPORT WOJEWÓDZKIEGO INSPEKTORATU OCHRONY ŚRODOWISKA 2003, 2006.
251. RIEGER R. (red.), 1989. Dendrometryczna charakterystyka zagrożenia ekologicznego lasów w rejonie Górnośląskiego Okręgu przemysłowego na przykładzie huty cynku i ołowiu w Miasteczku Śląskim. Dokumentacja, Zakład Dendrometrii AR, Kraków
252. ROBITALILE G., 1981. Heavy-metal accumulation in the annual rings of balsam fir *Abies balsamea* (L.) Mill. Environmental Pollution, 2: 193-202
253. ROMER E., 1949. Regiony klimatyczne Polski. Prace Wrocławskiego Towarzystwa Naukowego.
254. ROSTAŃSKI A., 1993. Oddziaływanie przemysłowych zanieczyszczeń powietrza na populacje wybranych gatunków roślin wokół różnych źródeł emisji. Praca doktorska – maszynopis

255. ROSTAŃSKI A., 1997a. Metale ciężkie w roślinach z otoczenia emitorów zanieczyszczeń na Górnym Śląsku. *Archiwum Ochrony Środowiska* 23(3-4): 181-189
256. ROSTAŃSKI A., 1997b. Zagrożenia środowiska przyrodniczego. [w:] Rostański K. (red.) *Przyroda województwa katowickiego.*, Wyd. Kubajak, Krzeszowice
257. ROSTAŃSKI K., 1978. Sprawozdanie z lata 1975-1978. Zbadanie zmian w składzie fitocenoz i kształtowanie się zbiorowisk zastępczych. Uniwersytet Śląski Katowice, maszynopis
258. ROSTAŃSKI K., 1979. Sprawozdanie z rok 1979 z badań w programie węzłowym 10.2. tematu 07.03.01. Zbadanie zmian w składzie fitocenoz i kształtowanie się zbiorowisk zastępczych. Uniwersytet Śląski Katowice, maszynopis
259. ROSTAŃSKI K., 1980. Sprawozdanie z rok 1980. Zbadanie zmian w składzie fitocenoz i kształtowanie się zbiorowisk zastępczych. Uniwersytet Śląski Katowice, maszynopis
260. ROSTAŃSKI K., 1985a. Sprawozdanie łączne za lata 1981-1985. Cz. I Miasteczko Śląskie, UŚ, Katowice, maszynopis
261. ROSTAŃSKI K., 1985b. Powstawanie stref zagrożenia wokół emitorów przemysłowego zanieczyszczenia powietrza na przykładzie huty cynku w Miasteczku Śląskim. *Prace Komisji Naukowych PAN, o K-ce zeszyt 10/1985*, ss. 231-233
262. ROSTAŃSKI K., 1989. Podstawy prognozowania zmian degradacyjnych w zbiorowiskach roślinnych. Kształtowanie się zbiorowisk synantropijnych wokół wybranych emitorów GOP'u. Sprawozdanie etapowe za rok 1988. Uniwersytet Śląski Katowice, maszynopis
263. ROSTAŃSKI K., 1990. Kombinat metalurgiczny „Huta Katowice” w Dąbrowie Górniczej a zmiany środowiska przyrodniczego. PAN, Komitet Inżynierii Środ. Biuletyn 5
264. ROSTAŃSKI K., 1991a. Skutki antropopresji we florze naczyniowej regionu uprzemysłowionego na przykładzie GOP i terenów sąsiednich. UŚ, maszynopis
265. ROSTAŃSKI K., 1991b. Skutki oddziaływania Huty Cynku w Miasteczku Śląskim na lasy i szatę roślinną. UŚ, Katowice, maszynopis
266. ROSTAŃSKI K., PRZYBYLSKI T., 1980. Zbadanie zmian w składzie fitocenoz i kształtowanie się zbiorowisk zastępczych pod wpływem emisji przemysłowych. Sprawozdanie z przeprowadzonych badań w latach 1976-1980 w ramach programu węzłowego. UŚ, Katowice, IPŚ PAN Zabrze maszynopis
267. ROSTAŃSKI K., ROSTAŃSKI K.M., 1999. Drzewa i krzewy. Atlas i klucz do oznaczania wybranych gatunków drzewiastych. Wyd. Kubajak, Krzeszowice

268. ROSTAŃSKI K., SOKÓŁ S., 1980. Wpływ emisji Huty cynku na skład flory epifitycznych porostów w Miasteczku Śląskim. *Archiwum Ochrony Środowiska* 3-4: 159-164
269. ROSZYK E., 1978. Zanieczyszczenie gleb i roślin uprawnych Pb, Zn, Cu w rejonie huty miedzi. *Zesz. Probl. Post. Nauk. Roln.* z. 206: 65-77
270. ROTHMALER W. (Berg.), 1995. *Exkursionsflora von Deutschland. Band 3 Gefäßpflanzen:Atlasband.9.*Gustav Fischer Verlag, Jena
271. ROZPORZĄDZENIE MINISTRA ŚRODOWISKA w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi, *Dz.U.* 2002, Nr 165, poz. 1359
272. ROZPORZĄDZENIE MINISTRA ŚRODOWISKA w sprawie w sprawie dopuszczalnych poziomów niektórych substancji w powietrzu, *Dz. U.* 2002, Nr 87, poz. 796
273. RUTKOWSKI L., 1998. *Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski Nizowej.* PWN, Warszawa
274. RYCHŁOWSKI B., 1967. *Województwo katowickie. Zarys geograficzno-ekonomiczny.* PWN, Warszawa
275. RYKOWSKI K., 1993. *Lasy.* [w:] Andrzejewski (red.) *Stan środowiska w Polsce.* Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska. Centrum Informacji o Środowisku GRID, Warszawa
276. SENDEK A., 1981. *Analiza antropogenicznych przemian w szacie roślinnej Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego.* Wyd. UŚ. Katowice
277. SENDEK A., ROSTAŃSKI A., 1989. *Industriogenne zniekształcenia fitocenoz leśnych w rejonie Łazik (Górny Śląsk).* *Acta Biologica Sileiana* 12(28): 100-115
278. SENETA W., DOLATOWSKI J., 2000. *Dendrologia.* Wyd. III PWN, Warszawa
279. SCHNAIDER Z., ORDON S., 1978. Wydzielanie się posuszu w drzewostanach sosnowych objętych wpływem emisji przemysłowych na terenie GOP. *Sylwan*, nr 3: 23-37
280. SCHNEIDER T., 1985. Der Einfluss von Durchforstungsstrategien auf Wachstum und Ertrag immisionsgeschädigter Kiefernbestände. Vorhersagen einer Simulationsmodel. *ForstArch* 56(3): 105-107
281. SCHÜTT P., 1984. *Der Wald stirbt am Stress.* Bartelsmann Verlag GmbH, München
282. SCHÜTT P., 1977. Das Tannensterben. Der Stand unseres Wissens über eine aktuelle und gefährliche Komplex-Krankheit der Weisstanne (*Abies alba* Mill.). *Forstwiss* 98: 177-186
283. SCHWEINGRUBER F.H., 1983. *Der Jahrring. Standort. Methodik. Zeit und Klima in der Dendrochronologie.* Stuttgart
284. SCHWEINGRUBER F.H., 1985. Dendroecological zones in the coniferous forests of Europe. *Dendrochronologia* 3: 67-76

285. SEREDIN A., 1987. Stand dying from atmospheric pollution. *Lesnoe Khozyaistvo* (1): 37-43
286. SHANNON, C. E., WEAVER W., 1971. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana
287. SHYAPYATENE Y.A., 1988. Features of the dying of Scots pine stands in zone of invasive industrial pollution. *Lesnoe Khozyaistvo* (2): 43-46
288. SIEGEL, CASTELLAN, 1988. Non parametric statistics or the behavioral sciences. MacGraw Hill Int., New York. Pp 213-214
289. SIEROTA Z., 1995a. Przerzedzanie koron drzew jako efekt stresu i źródło stresu. *Sylvan* 139 (8): 5-24
290. SIEROTA Z., 1995b. Zdrowotność a żywotność – próba definicji. *Sylvan* 139 (2): 105-118
291. SIERPIŃSKI R., 1987. Aktualny stan lasów Polski i kierunki jego poprawy. [w:] Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. Materiały III Krajowe Sympozjum Kórnik 23-26 maja 1994, Wyd. Sorus, Poznań, ss. 57-62
292. SIWECKI R., 1993. Wpływ zanieczyszczeń powietrza na rozwój chorób i szkodników. [w:] Białobok S. (red.) *Biologia sosny zwyczajnej*. PAN Instytut Dendrologii, Wyd. Sorus, Poznań-Kornik
293. SIWECKI R. (red.), 1994. Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. Materiały III Krajowe Sympozjum Kórnik 23-26.05-1994, Wyd. Sorus, Poznań
294. SIWECKI R. (red.), 2002. Reakcje drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. Materiały IV Krajowe Sympozjum Kórnik 29.05-1.06.2001, Wyd. Bogucki, Poznań
295. SIWECKI R., KAROLEWSKI P., 1987. Odporność wybranych prowiniencji sosny zwyczajnej na pojawienie się *Lophodermium pinastri* a wrażliwość na SO₂. [w:] Reakcje drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. Materiały III Krajowe Sympozjum, Wyd. Sorus, Poznań
296. ŠKARLET O.D., 1972 Vlijannje promyšlennogo zagrazenija atmosfery i poivy na rozmary pyl'covych zeren sosny obyknovennoj. *Ekologija* 1
297. SOBOTKOVA V., 1971. Vliv imisi huthíno závodu na okolní vegetaci. Sbirnik k. otázek. život. prostř. Ped. Facul. V Ostravě
298. SOKAL RR, ROHLF FJ, 1995. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. 3rd edition. W. H. Freeman and Company, New York.
299. SOKOŁOWSKI A.W., KAWECKA A., 1972. Skutki oddziaływania przemysłowych zanieczyszczeń powietrza na roślinność leśną nadleśnictwa Puławy. *Prace IBL* 433:1-52

300. SPIECKER H., 2002. Tree rings and forest management in Europe. *Dendrochronologia* 20/1-2: 191-202
301. SPOREK K., 1983. Wpływ zanieczyszczeń powietrza na przyrost wysokości sosny pospolitej. PWN, Warszawa-Wrocław
302. SPOREK K., 2002. Ekologia lasu – wybrane zagrożenia. Wyd. Politechniki Opolskiej, Opole
303. STACHURSKI A., ZIMKA J., 2004. Obieg pierwiastków w ekosystemach lądowych. *Kosmos* 53, nr 1: 95-205
304. STANISZ A., 2001. Przystępny kurs statystyki w oparciu o program STATISTICA PL na przykładach z medycyny. StatSoft Polska, Kraków.
305. STARKEL L. (red) 1991. Geografia Polski. Środowisko przyrodnicze. PNW, Warszawa
306. STATSOFT 1998. STATISTICA (data analysis for software system). Version 5. StatSoft, Inc., www.statsoft.com.
307. SZAFER W., KULCZYŃSKI S., PAWŁOWSKI B., 1986. Rośliny polskie. PWN, Warszawa
308. SZAFLARSKI J. 1976, Środowisko geograficzne Katowic. [w:] Długoborski W. (red.), Katowice i ich dzieje i kultura na tle regionu. Wyd Arkady, Warszawa
309. SZOPA P., MCGINNES E., PIERCE J., 1973. Distribution of lead within the xylem of trees exposed to air-borne lead compounds. *Wood and Fiber Science* 6: 72-77
310. SZWAGRZYK J., 1998. Struktura i dynamika lasu: teoria, metody badania, kontrowersje. *Wiadomości Ekologiczne*, Tom XXXIV, zeszyt 4: 355-373
311. SZYCHOWSKA-KRĄPIEC E., 2004. Monitoring drzewostanów zagrożonych przez emisje przemysłowe. [w:] Zielski, Krąpiec 2004. *Dendrochronologia*. PWN, Warszawa
312. SZYMKIEWICZ B., 1971. Tablice zasobności i przyrostu drzewostanów. PWRiL. W-wa
313. ŚWIEBODA M. 1977. Zawartość siarki, cynku, ołowiu w glebie oraz w igliwiu drzewostanów sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris* L. znajdujących się w zasięgu oddziaływania emisji huty „Bolesław” koło Olkusza. *Acta Agraria et Silvestria*. Ser. *Silvestris* 17: 137-151
314. ŚWIEBODA M. 1980. Wpływ przemysłowych zanieczyszczeń powietrza na sosnę zwyczajną między hutą ołowiu i cynku Bolesław a Ojcowskim parkiem narodowym. *Ochrona Przyrody* z. 43: 329-361
315. TENDEL J., WOLF K., 1988. Distribution of nutrients and trace elements in annual rings of pine trees *Pinus sylvestris* as an indicator of environmental changes. *Experientia* 44: 975-980

316. TENEDA K., OTA M., NAGASHIMA M., 1986. The radial distribution and concentration of several chemical elements in woods of five Japanese species. *Mokuzai Gakkaishi*, 32: 833-841
317. TER BRAAK C.J.F., ŠMILAUER P. 2002. Canoco reference and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA).
318. TERELAK H., TUCZYŃSKI T., MOTOWICKA-TERELAK T., PIOTROWSKA M., 1997. Zawartość Cd, Cu, Ni, Pb, Zn i S w glebach województwa katowickiego i Polski. *Archiwum Ochrony Środowiska* 23 (3-4): 167-180
319. THERMOISHUIZEN A., SCHAFFERS A., 1987. Occurrence of carpophores of ectomycorrhizal fungi in selected stands of *Pinus sylvestris* L. in the Netherlands in reaction to stand vitality and air pollution. *Plant and Soil* 104(2): 209-217
320. THOMPSON M., 1981. Tree ring and air pollution: a case study of *Pinus monophylla* growing in east-central Nevada. *Environmental Pollution*, 26: 251-266
321. TOLUNAY D., 2003. Air pollution effects on annual ring widths of forest trees in mountainous land of Izmir (Turkey). *Water, Air and Soil Pollutions: Focus* 3, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, ss. 227-242
322. TRAMPLER T., KLICZKOWSKA A., DYMETERKO E., SIERPIŃSKA A., 1990. Regionalizacja przyrodniczo-leśna na podstawach ekologiczno-fizjograficznych. PWRiL, Warszawa
323. TRÜBY P., 1995. Distribution patterns of heavy metals in forest trees on contaminated sites in Germany. *Angewandte Botanik* 69: 135-146
324. TURSKI R., BARAN S., 1976. Zawartość Pb, Zn, Cu, Mn, B i Sr w różnych typach gleb w rejonie oddziaływania Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”. *Zeszyty problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 179: 609-627
325. UFNALSKI K., SIWECKI R., 2002. Wpływ zanieczyszczeń przemysłowych na przyrosty roczne dębów rosnących w strefie ochronnej Huty Miedzi „Głogów”. [w] *Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. IV Krajowe Sympozjum* Kórnik. Wyd. Bogucki, Poznań, ss. 493-501
326. URBISZ A., 1991. O zastosowaniu wskaźników florystycznych do określania stopnia sysnatropizacji flor miejskich. *Acta Biologica Silesiana*, T 19(36): 65-81
327. URLICH B., 1984. Waldsterben durch saure Niederschläge, *Umschau* 11
328. VAN DER MAAREL E., 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio* 39-2: 97-114

329. WATMOUGH S.A., 1997. An evaluation of the use of dendrochemical analyses in environmental monitoring. *Environmental Review*, 5: 181-201
330. WATMOUGH S.A., 1999. Monitoring historical changes in soil and atmospheric trace metal levels by dendrochemical analysis. *Environmental Pollution*, 106 (3): 391-403
331. WATMOUGH S.A., HUGHES R.J., HUTCHINSON T.C., 1999. Stable lead isotopes in tree rings as monitors of environmental change. *Environmental Science and Technology* 33: 670-673
332. WATMOUGH S.A., HUTCHINSON T.C., 1996. Analysis of tree rings using inductively coupled plasma mass spectrometry to record fluctuations in a metal pollution episode. *Environmental Pollution*, 93 (1): 93-102
333. WATMOUGH S.A., HUTCHINSON T.C., 2002. Historical changes in lead concentrations in tree-rings of sycamore, oak and Scots pine in north-west England. *The Science of the Total Environment*, 293: 85-96
334. WATMOUGH S.A., HUTCHINSON T.C., SAGER E., 1998. Changes in tree rings chemistry in sugar maple (*Acer saccharum* Marsh.) along an urban-rural gradient in southern Ontario. *Environmental Pollution*, 101: 381-390
335. WĄCHALEWSKI T., FERTIG S., KAWECKI J., 1978. Charakterystyka zagrożenia środowiska przyrodniczego w rejonie wzmożonej emisji związków cynku i ołowiu. *Arch. Ochr. Środ.* 2: 115-134
336. WEINER J. 1999. *Życie i ewolucja biosfery*, PWN, Warszawa
337. WIDERA S., 1980. Skażenie gleby i organów asymilacyjnych sosny pospolitej w różnych odległościach od źródeł emisji. *Arch. Ochr. Srod.* 3-4: 141-146
338. WIERZBICKA M., 1995. Oddziaływanie metali ciężkich na rośliny. *Kosmos* 44 (3-4): 369-351
339. WIERZBICKA M., OBIDZIŃSKA J., 1998. The effect of lead and seed inhibition and germination in different plant species. *Polish Botanical Studies* 6: 155-174
340. WIERZBICKA M., PANUFNIK D., 1998. The adaptation of *Silene vulgaris* to growth on a calamine waste heaps (South Poland). *Environmental Pollution* 101: 415-426
341. WOLAK J. , 1969. Industrioklimaks, nowe pojęcie w teorii sukcesji. *Ekologia Polski*, ser. B 15(1): 41-44
342. WORBES M., 2004. Tree-Ring Analysis. *Dendrochronologia* 23: 586-599, Elsevier
343. WYSOCKI CZ., SIKORSKI P., 2002. *Fitosocjologia stosowana*. Wyd. SGGW, Warszawa
344. ZARZYCKI K., TRZCIŃSKA-TACIK H., RÓŻAŃSKI W., SZELAĞ Z., WOLEK J., KORZENIAK U., 2002. *Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski*. Instytut Botaniki Szafera, PAN, Kraków

345. ZIELSKI A., KRAPIEC M., 2004. Dendrochronologia. PWN, Warszawa
346. ZWOLIŃSKI J. 1995. Wpływ emisji zakładów przemysłu metali nieżelaznych a środowisko leśne – rola metali ciężkich w degradacji lasów. Prace IBL, seria A (809): 1-86
347. ZWOLIŃSKI J. 2002. Wskaźniki degradacji lasu powodowanej depozycją zanieczyszczeń przemysłowych. [w:] „Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe”, Mat. IV Krajowe Sympozjum, Wyd. Bogucki, Poznań, ss. 237-247
348. ZWOLIŃSKI J., ORZEŁ S., 2000. Produkcyjność drzewostanów sosnowych (*Pinus sylvestris* L.) w gradiencie skażeń przemysłowych. Prace IBL, seria A, 1(892): 75-98
349. ZWOLIŃSKI J., WIDERA S., 1982. Wpływ niektórych metali nieżelaznych na drzewostany sosnowe. Sylwan nr. 5: 27-34
350. ŻABIŃSKI W. 1960, Charakterystyka mineralogiczna strefy utlenienia śląsko-krakowskich złóż kruszcu cynku i ołowiu. Prace Geologiczne 1, PAN Komisja Nauk Geologicznych, Wyd. Geologiczne, Warszawa
351. ŻMUDA S., 1973. Antropogeniczne przeobrażenia środowiska przyrodniczego konurbacji górnośląskiej. PWN, Warszawa-Kraków.

ZAŁĄCZNIK

B***, D***, F***, G***, K***, L*** - własne dane z roku 2003

[illegible]

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
6	*, **	<i>Anthoxanthum odoratum</i> (L.)P.B.	<i>Poaceae</i>	H	G2	K-C				5			+	1					+		r	1								
7		<i>Athyrium filix - femina</i> (L.) ROTH.	<i>Athyriaceae</i>	H	G3	V-P	3		7	6				2	+							r	1	2	+	2	3	r	1	2
8		<i>Betula pendula</i> ROTH.	<i>Betulaceae</i>		F	G1	Ea	7			A1												2			2				
											B	1	2	1	2	2	2			2	3	3	2	3	+		1	2	2	
											C		+		+	+	1	r	r	+			+			+		r	1	
9		<i>Betula pubesens</i> EHRH.	<i>Betulaceae</i>		F	G3	V-P	7		8	3	3					2					+	1	2	1			+	2	+
											A1																			
											A2																			
											B																			
											C																			
10	*, **	<i>Calamagrostis arundinacea</i> (L.) ROTH.	<i>Poaceae</i>	H	G2	B-A	6	5	5	4	5													1	2					
11		<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) ROTH.	<i>Poaceae</i>	H	G1	Ea	7	5		6		1	2	2	1	2	2	+	+	1	1	2	1	1	1	2	5	+	3	
12		<i>Calamagrostis villosa</i> J.F.GMELIN	<i>Poaceae</i>	H	G1	V-P	6	4	7	2	2												1				5	5	2	
13	*, **	<i>Calluna vulgaris</i> (L.)HULL	<i>Ericaceae</i>	Ch	G2	V-P	8			1	1	+	+		1	r														
14		<i>Cardaminopsis halleri</i> (L.) HAYEK	<i>Brassicaceae</i>	H	G1	M-A	8	4	6	3		+	+	+	1	2	2		1	1	+	r		+	1	2		1	1	
15	*	<i>Carex ovalis</i> GOOD.	<i>Cyperaceae</i>	H	G6		7		7	3	3	r																		
16	*	<i>Carex vulpina</i> L.	<i>Cyperaceae</i>	H	G6	Ph	9	6	8	5					+															
17		<i>Cerastium holosteoides</i> FR. em HYL.	<i>Caryophyllaceae</i>	T	G1	M-A	6		5	5		r	r	+				+												
18		<i>Cirsium arvense</i> (L.)SCOP	<i>Asteraceae</i>	G	G3	Av	8	5		7																+				
19		<i>Cruciata glabra</i> (L.)EHREND	<i>Rubiaceae</i>	H	G3	Q-F	7	6	5	7	5				+															
20		<i>Deschampsia caespitosa</i> (L.)BEAUV.	<i>Poaceae</i>	H	G1	M-A	6		7	3				1			1							+		2	r	r	2	
21		<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.)TRIN.	<i>Poaceae</i>	H	G1	V-P	6			2	3	1	3	3	+	2	3	2	3	4	2	3	4	1	2	2	+	2	3	
22		<i>Dryopteris carthusiana</i> (VILL.)FUCHS	<i>Aspidiaceae</i>	H	G1	V-P	5			4	3	+	+	2	+	+	+	+	+	1	+	+	+	r	r	1	+	+	1	
23		<i>Epilobium angustifolium</i> (L.)SCOP.	<i>Onagraceae</i>	H	G1	Ea	8		5	5	8	+			+	r		+								+	+	r		
24		<i>Epipactis helleborine</i> (L.)CRANZ.	<i>Orchidaceae</i>	G	G3	Q-F	3	5	5	7	5					r	+								r					
25	**	<i>Festuca ovina</i> L.	<i>Poaceae</i>	H	G6	K-C													+											
26	*, **	<i>Festuca rubra</i> L.	<i>Poaceae</i>	H	G2	M-A				6	6					1		+			+							+		
											A1																			
27		<i>Frangula alnus</i> MILL.	<i>Rhamnaceae</i>		F	G1	V-P	6	6	8	4	A2											1							
											B	+	+	1		r	1				1	3	1				+	1	1	
											C		+	1	+	r	+				+	+	1					+	1	1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
28	<i>Galeopsis tetrahit</i> L.	<i>Lamiaceae</i>	T	G1	Sm	7		5		6			r	+							+							r		
29	*, ** <i>Galium mollugo</i> L.	<i>Rubiaceae</i>	H	G2	F-B	7	6	4	7			+	+		+	+														
30	*, ** <i>Genista pilosa</i> L.	<i>Fabaceae</i>	Ch	G2	N-C	7	5		2	1		r	+																	
31	<i>Geum urbanum</i> L.	<i>Rosaceae</i>	H	G3	Av	4	5	5		7																+			+	
32	*, ** <i>Holcus lanatus</i> L.	<i>Poaceae</i>	H	G2	M-A	7	6	6		5		+									+	+								
33	*, ** <i>Larix keampferii</i> (LAM.)CARR.	<i>Pinaceae</i>	F	G2																				r	r					
34	* <i>Lathyrus pratensis</i> L.	<i>Fabaceae</i>	H	G6	M-A	7	5	6	7	6		r																		
35	<i>Luzula pilosa</i> (L.)WILLD.	<i>Juncaceae</i>	H	G1	V-P	2		5	5	4		+		1	+	r		+	+	1				1	1	1	+	+	1	
36	* <i>Majanthemum bifolium</i> (L.)F.W.SCHMIDT	<i>Liliaceae</i>	G	G6	V-P	3		5	3	3														+						
37	* <i>Melampyrum pratense</i> L.	<i>Scrophulariaceae</i>	T	G2	V-P					3	2	+									+									
38	** <i>Moehringia trinervia</i> (L.)CLAIRV	<i>Caryophyllaceae</i>	H	G6	Av*	4	5	5	6	7															r					
39	<i>Molinia caerulea</i> (L.)MOENCH.	<i>Poaceae</i>	H	G1	V-P	7		7		2		+			+	1	2	1	1	2						+	1	1	1	
40	* <i>Mycelis muralis</i> (L.)DUM.	<i>Asteraceae</i>	H	G2	V-P	4	6	5		6		r									+									
41	<i>Oxalis acetosella</i> L.	<i>Oxalidaceae</i>	G	G3	Q-F	1		5	4	6				+									+						1	
42	<i>Padus serotina</i> (EHRH.)BORKH.	<i>Rosaceae</i>		F	G3		6	6	5								3													
											A1																			
											A2																			
											B				+	1	2													
											C			+		r	+													
43	* <i>Peucedanum oreoselinum</i> (L.)MOENCH.	<i>Apiaceae</i>	H	G6	T-G	6	6	3	6	2												r								
											A1										2	3	2	3	2	2	3	3	2	2
44	<i>Picea abies</i> (L.)KARST.	<i>Pinaceae</i>		F	G1	V-P	5	3			A2			2		3	3		2	3		2				3			3	
											B	2	3	3		3	3	3	3	2	1	2	2	2	2	3	2	2	2	
											C		1	1		+	1	+	r	+	+	+	1	+	1	1	r	2		
											A1	4	3	3	4	3	3	4	3	3	2	2	3	3	3	3	1	1	2	
45	<i>Pinus sylvestris</i> L.	<i>Pinaceae</i>		F	G1	V-P	7				A2																			
											B					2	2		2	2						2		1	2	
											C		r		+	1	1		+	1	r				r	1			1	
46	<i>Poa annua</i> L.	<i>Poaceae</i>	T	G3		7		6		8													+					+	1	
47	*, ** <i>Poa pratensis</i> L.	<i>Poaceae</i>	H	G2	M-A	6		5		6		+	+		2	+		1	1		+	+			r					

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
48	**	<i>Poa trivialis</i> L.	<i>Poaceae</i>	H	G6	M-A	6		7	7	A1		r									1								
49		<i>Populus tremula</i> L.	<i>Salicaceae</i>	F	G1	Ea	6	5	5		A2			2																
											B	1	1	2	+	1	1					+	1					+	1	1
											C		+	1		r	+										+		r	+
50		<i>Pteridium aquilinum</i> (L.)KUHN.	<i>Hypolepidaceae</i>	G	G1	V-P	6	5	5	3	3	A1						2	1	3				2	1	1				
51		<i>Quercus petraea</i> (MATT.)LIEBL.	<i>Fagaceae</i>	F	G1	V-P	6	6	5		A2			1			2										2			
											B	+	+	1		2	2					+	1	+	1	2	3	+	1	
											C			+			1							+	r	1				
52		<i>Quercus robur</i> L.	<i>Fagaceae</i>	F	G1	V-P	7	6			A1						2													1
											A2			2	1	3	2													
											B	+	+	1			1		1	2	r	1	1		1	1				
											C		+	+				r	r	+	r	r	1		r	1				1
53		<i>Quercus rubra</i> L.	<i>Fagaceae</i>	F	G3		7		5		A1						2													
											A2						1													
											B				+	1	r	1									+			
											C			+	1	r	1						+				+			
54		<i>Rubus idaeus</i> L.	<i>Rosaceae</i>	F	G1	Ea	7		5	6				1		r	+	r					+			1	+			1
55		<i>Rubus</i> sp.	<i>Rosaceae</i>	F	G1	R-P	6	5	7	8	7		r	+	1	r	+	+	r	+			+	1	r	r	+	r	+	
56	*	<i>Rumex acetosella</i> L.	<i>Polzgonaceae</i>	G	G6	K-C	8	5	3	2	2														+					
57	*	<i>Salix aurita</i> L.	<i>Salicaceae</i>	F	G2	Ag	7		6	7	7	A1																		
	**										A2																			
											B																			
											C			r														r	r	
58		<i>Salix caprea</i> L.	<i>Salicaceae</i>	F	G1	Ea	7		8	4	3	A1																		
											A2			1			1													
											B	+	+	1	r	2	1										1		1	
											C				+	r	+	r	r							1		r	r	
59	*	<i>Salix cinerea</i> L.	<i>Salicaceae</i>	F	G6	Ag	7		9	5	4	A1																		
											A2																			
											C																			
60		<i>Solanum dulcamara</i> L.	<i>Solanaceae</i>	Ch	G3	Ag	7	5	8	8																		+	+	
61		<i>Sorbus aucuparia</i> L. em. HEDL.	<i>Rosaceae</i>	F	G1	Q-F	6			4		A1																		
											A2													2						
											B	1	1	1	+			1	3	+	2	3	2					1	2	
											C		1	1	+	r	+		+	1		+	1	+	+	1	r	+	1	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
62		<i>Stellaria longifolia</i> MUNN ex. WILLD.	<i>Caryophyllaceae</i>	H	G1	V-P	4	4	7	2	2		+	+	1	1		+	r	1	+	+	+	1	r	1	+	+	2	
63	**	<i>Taraxacum officinale</i> WEBER	<i>Asteraceae</i>	H	G6	M-A	7		5		8					r														
64		<i>Trientalis europaea</i> L.	<i>Primulaceae</i>	G	G1	V-P	5	5		3	2		1	1	2	1	+	1	1	1	1	1	2	1	1	2	1	1	1	
65		<i>Ulmus laevis</i> Pall.	<i>Ulmaceae</i>	F	G3	Q-F	4	6	8	7	7																+			
66		<i>Urtica dioica</i> L.	<i>Cannabaceae</i>	H	G4	Av			6	7	9													r					1	
67		<i>Vaccinium uliginosum</i> L.	<i>Ericaceae</i>	Ch	G3	V-P	6			1	3						1													
68		<i>Vaccinum myrtillus</i> L.	<i>Ericaceae</i>	Ch	G1	V-P	5			2	3		4	3	2	3	3	3	3	3	3	2	3	4	4	2	1	1	2	
69		<i>Vaccinum vitis – idaea</i> L.	<i>Ericaceae</i>	Ch	G1	V-P	5		4	2	1		1	+	+	1	2	2	+	1	1	1	+	1	1	1	+	+	1	
procentowe zwarcie warstwy drzew												A	60	50	60	65	45	100	60	50	60	30	35	70	70	60	80	60	50	40
procentowe zwarcie warstwy krzewów												B	30	50	50	20	60	80	40	50	40	40	60	40	40	60	30	40	30	
procentowe pokrycie warstwy zielnej												C	100	90	80	90	95	90	100	90	100	100	85	90	80	100	90	100	100	

Tabela 2 - Procentowy udział porostów epifitycznych występujących na badanych powierzchniach w latach 1978 oraz 2003

Lp,	Nazwa gatunku	powierzchnia B										powierzchnia D									
		1978*					2003***					1978*					2003***				
		ogółem	liczba drzew				ogółem	liczba drzew				ogółem	liczba drzew				ogółem	liczba drzew			
		%	Ps	Pa	Pt	Bp	%	Ps	Pa	Pt	Bp	%	Ps	Pa	Pt	Bp	%	Ps	Pa	Pt	Bp
1.	<i>Amandinea punctata</i> (HOFFMN.) COPPINS IN SCHEID.						6			1											
2.	<i>Bacidia chlorococca</i> (GRAEWE) LETT.	33	7									94	33								
3.	<i>Cladonia chlorophaea</i> (FLK.) SPRENG.																				
4.	<i>Cladonia coniocraea</i> (FLK.) VAIN.	5	1				25	4									5	1			
5.	<i>Cladonia pyxidata</i> (L.) FR.						13	2													
6.	<i>Cladonia</i> sp.	29	6				50	8				3	1				5	1			
7.	<i>Hypocenomyce scalaris</i> (ACH.)CHOISY	52	11				50	8									64	14			
8.	<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) NYL.	90	19									40	14								
9.	<i>Lecanora conizaeoides</i> NYL. IN GOMB.	81	17				100	15	1			94	33				100	22			
10.	<i>Lepraria incana</i> (L.) ACH.	19	4				56	9				9	3				91	20			

Lp,	Nazwa gatunku	powierzchnia F										powierzchnia G									
		1978*					2003***					1978*					2003***				
		ogółem	liczba drzew				ogółem	liczba drzew				ogółem	liczba drzew				ogółem	liczba drzew			
		%	Ps	Pa	Pt	Bp	%	Ps	Pa	Pt	Bp	%	Ps	Pa	Pt	Bp	%	Ps	Pa	Pt	Bp
1.	<i>Amandinea punctata</i> (HOFFMN.) COPPINS IN SCHEID.						6	1													
2.	<i>Bacidia chlorococca</i> (GRAEWE) LETT.	47	17									16	3	2							
3.	<i>Cladonia chlorophaea</i> (FLK.) SPRENG.																				
4.	<i>Cladonia coniocraea</i> (FLK.) VAIN.	3	1														5	1			
5.	<i>Cladonia pyxidata</i> (L.) FR.																				
6.	<i>Cladonia</i> sp.	39	14				6	1				10	3				26	5			
7.	<i>Hypocenomyce scalaris</i> (ACH.)CHOISY						94	16				3	1				37	7			
8.	<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) NYL.	69	25				6	1				32	10								
9.	<i>Lecanora conizaeoides</i> NYL. IN GOMB.	61	22				100	17				90	18	10			100	19			
10.	<i>Lepraria incana</i> (L.) ACH.	39	14				71	12				13	3	1			79	15			

Lp,	Nazwa gatunku	powierzchnia K										powierzchnia L									
		1978*					2003***					1978*					2003***				
		ogółem	liczba drzew				ogółem	liczba drzew				ogółem	liczba drzew				ogółem	liczba drzew			
		%	Ps	Pa	Pt	Bp	%	Ps	Pa	Pt	Bp	%	Ps	Pa	Pt	Bp	%	Ps	Pa	Pt	Bp
1.	<i>Amandinea punctata</i> (HOFFMN.) COPPINS IN SCHEID.						33	4		1							22	1			1
2.	<i>Bacidia chlorococca</i> (GRAEWE) LETT.	71	9	8								74	1	12	1						
3.	<i>Cladonia chlorophaea</i> (FLK.) SPRENG.																11	1			
4.	<i>Cladonia coniocraea</i> (FLK.) VAIN.	4				1	20	2		1		5	1								
5.	<i>Cladonia pyxidata</i> (L.) FR.						13	1		1							33	2			1
6.	<i>Cladonia</i> sp.	25	6				27	3		1		5	1				22	2			
7.	<i>Hypocenomyce scalaris</i> (ACH.)CHOISY						20	2		1		21	2	2			56	4	1		
8.	<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) NYL.	25	5			1	7	1				5	1								
9.	<i>Lecanora conizaeoides</i> NYL. IN GOMB.	88	14	6		1	100	13		2		95	3	14	1		100	6	1		2
10.	<i>Lepraria incana</i> (L.) ACH.	29	2	3		2	53	6		2		26	1	4			67	3	1		2

Objasnienia:

1978* - dane z roku 1978 (Rostański K. 1979)

2003*** - własne dane z roku 2003

Występowanie porostów na pnich drzew:

Ps - *Pinus sylvestris*, Pa - *Picea abies*, Pt - *Populus tremula*, Bp - *Betula pendula*

Tabela 3 - Wykaz gatunków mszaków występujących na badanych powierzchniach oraz wycena procentowego pokrycia powierzchni warstwy mszystej w latach 1979-2003

Lp.	Nazwa gatunku	Ilościowość																	
		B			D			F			G			K			L		
		1979	1989	2003	1979	1989	2003	1979	1989	2003	1979	1989	2003	1979	1989	2003	1979	1989	2003
1.	<i>Aulacomnium palustre</i> (HEDW) SCHWÄGR			+															
2.	<i>Brachythecium rutabulum</i> (HEDW) SCHIMP IN BRUCH					+									+			1	
3.	<i>Brachythecium salebrosum</i> (HOFFM EX WEBER&MOHR) SCHIMP IN BRUCH			2		+	1		2	3		1	1		2	2			
4.	<i>Brachytheciastrum velutinum</i> (HEDW) IGNATOV&HUTTUNEN						2								3			1	
5.	<i>Bryum caespitium</i> HEDW					1	1												
6.	<i>Rosulabryum capillare</i> (HEDW) JRSPENCE					1	1												
7.	<i>Calliergon cordifolium</i> (HEDW) KINDB									+									
8.	<i>Calliergonella cuspidata</i> (HEDW) LOESKE									+									
9.	<i>Ceratodon purpureus</i> (HEDW) BRID					+	+												
10.	<i>Dicranella heteromalla</i> (HEDW)SCHIMP																	+	
11.	<i>Lophocolea heterophylla</i> (SCHRAD)DUM																		+
12.	<i>Plagiothecium denticulatum</i> (HEDW)SCHIMP IN BRUCH									+						+			
13.	<i>Plagiothecium laetum</i> SCHIMP IN BRUCH			+															+
14.	<i>Plagiomnium rostratum</i> (SCHRAD) TJKOP			2														+	
15.	<i>Pleurozium schreberi</i> (WILD EX BRID)MITT			3		3	3		2	2	2		2	2	2		2	2	3
16.	<i>Pohlia nutans</i> (HEDW) LINDB			+		1			+	1		+	+	+		1	1	1	2
17.	<i>Polytrichastrum formosum</i> (HEDW) GLSM			1		1							+	+			+		1
18.	<i>Sciuro-hypnum starkei</i> (BRID) IGNATOV&HUTTUNEN																		1
procentowe pokrycie warstwy D		80	40	40	30	5	20	80	50	20	50	10	20	80	50	20	20	10	40

TABELA 4 – Zmiany przyrostu grubości sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) na badanych powierzchniach (odcinki 5-letnie).

Okres przyrostowy	Szerokość przyrostów rocznych sosny zwyczajnej [mm]					
	Powierzchnie					
	B	D	F	G	K	L
1999-2003	6,37	7,39	6,59	5,88	4,91	6,13
1994-1998	7,13	6,89	6,10	6,58	3,95	6,03
1989-1993	7,59	7,27	6,55	6,36	3,91	6,19
1984-1988	5,56	5,39	4,16	4,56	2,63	4,06
1979-1983	4,25	3,64	2,66	2,74	2,83	3,59
1974-1978	3,91	3,69	4,19	2,07	3,58	3,33
1969-1973	4,53	3,86	4,66	2,14	3,24	2,21
1964-1968	4,19	4,51	5,15	3,29	4,12	2,85
1959-1963	5,59	6,43	7,14	4,46	5,46	4,65
1954-1958	6,25	8,47	7,91	4,59	6,23	5,09
1949-1953	5,89	6,31	7,94	5,73	5,43	5,59
1944-1948	7,78	7,88	10,70	5,58	7,00	5,46
1939-1943	7,92	11,18	15,58	5,55	6,87	6,31
1934-1938	7,68	15,75	19,44	6,09	9,58	7,69
1929-1933	5,03		17,00	7,86	10,71	8,00
1924-1928	6,29			9,89	14,46	8,86
1919-1923	8,67			11,14	16,88	8,92
1914-1918	9,20			11,96	19,91	9,06
1908-1913	10,29			14,88		9,42
1904-1908	8,88					10,89
1899-1903						6,67
1894-1898						6,40
1889-1893						8,40
1884-1888						11,00
1879-1883						12,50
1874-1878						19,00
1869-1873						23,00

TABELA 5 – Współczynniki korelacji prostoliniowej pomiędzy zawartością metali w powierzchniowej warstwie gleby a opadem metali notowanych w okolicach Miasteczka Śląskiego.

	Cd	Zn	Pb	Fe	Cu
Współczynniki korelacji	0,22	0,44	0,5*	-0,23	0,32

* - wartość istotna przy $p < 0,05$

TABELA 6 – Współczynniki korelacji prostoliniowej pomiędzy zawartością metali w powierzchniowej warstwie gleby a zawartością metali w drewnie sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) w latach 1999-2003

	Cd	Zn	Pb	Fe	Cu	Mg
Współczynniki korelacji	-0,1	0,2	-0,01	0,02	0,29	0,07
Statystycznie istotne różnice	0,031*	0,000*	0,000*	0,000*	0,000*	0,078

* - wartość istotna przy $p < 0,05$

TABELA 7 – Współczynniki korelacji pomiędzy zawartością metali w drewnie sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) na poszczególnych powierzchniach.

Metale		Powierzchnie											
		B		D		F		G		K		L	
Cd	Zn	0,92	P	0,77*	P	0,65*	P	0,88*	S	0,55*	P	0,92*	P
Cd	Pb	0,68	S	0,31*	P	0,49*	S	0,75*	S	0,83*	P	0,93*	P
Cd	Fe	0,43	S	-0,15	S	-0,06	S	0,78*	S	0,55*	S	0,54*	P
Cd	Cu	0,3	S	0,13	P	0,08	P	0,57*	S	0,44*	S	0,62*	S
Cd	Mg	0,9	P	0,66	P	0,76*	P	0,93*	S	0,85*	P	0,94*	P
Cd	Mn	0,92	P	0,5	P	0,84*	P	0,93*	S	0,84*	P	0,95*	P
Zn	Pb	0,69	S	0,59*	P	0,77*	S	0,67*	S	0,45*	P	0,93*	P
Zn	Fe	0,44	S	0,1	S	0,01	S	0,64**	S	0,71*	S	0,74*	P
Zn	Cu	0,36	S	0,34*	P	0,04	P	0,49*	S	0,44*	S	0,84*	S
Zn	Mg	0,94	P	0,52*	P	0,73*	P	0,97*	S	0,40*	P	0,94*	P
Zn	Mn	0,93	P	0,8*	P	0,36*	S	0,95*	S	0,50*	P	0,94*	P
Pb	Fe	0,58	S	0,39*	S	-0,05	S	0,90*	S	0,71*	S	0,66*	P
Pb	Cu	0,69	S	0,63*	P	0,09	P	0,80*	S	0,70*	S	0,86*	S
Pb	Mg	0,77	S	0,42*	P	0,73*	S	0,74*	S	0,82*	P	0,93*	P
Pb	Mn	0,78	S	0,06	P	0,17	S	0,73*	S	0,94*	P	0,93*	P
Fe	Cu	0,48	S	0,28	S	0,06	S	0,71*	S	0,62*	S	0,84*	S
Fe	Mg	0,47	S	0,06	S	0,1	S	0,72*	S	0,38*	S	0,53*	P
Fe	Mn	0,49	S	0,06	S	0,06	S	0,72*	S	0,73*	S	0,60*	P
Cu	Mg	0,47	S	0,27	P	-0,06	S	0,69*	P	0,33*	S	0,64*	S
Cu	Mn	0,42	S	0,21	P	-0,06	P	0,55*	S	0,70*	S	0,73*	S
Mn	Mg	0,95	P	0,5*	P	0,56*	P	0,98*	S	0,81*	P	0,94*	P

Objaśnienia: P – korelacja Pearsona, S – korelacja rang Spearmana

* - wartość istotna przy $p < 0,05$, ** - wartość istotna przy $p < 0,01$

Tabela 8.2. Średnia zawartość kadmu w drewnie *Pinus sylvestris* na badanych powierzchniach w latach 1904 – 2003. [mg/kg]

Lata	B			D			F			G			K			L		
	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE
1999-2003	0,253	0,028	0,016	0,242	0,018	0,010	0,548	0,061	0,035	0,585	0,046	0,026	0,515	0,043	0,025	0,359	0,012	0,007
1994-1998	0,285	0,003	0,002	0,277	0,024	0,014	0,676	0,050	0,029	0,553	0,093	0,054	0,887	0,294	0,170	0,429	0,013	0,008
1989-1993	0,333	0,042	0,024	0,348	0,046	0,026	0,690	0,032	0,018	0,805	0,003	0,002	0,876	0,001	0,000	0,497	0,036	0,021
1984-1988	0,548	0,055	0,031	0,444	0,043	0,025	1,122	0,169	0,097	1,366	0,059	0,034	1,872	0,120	0,069	0,959	0,108	0,062
1979-1983	0,660	0,144	0,083	0,493	0,058	0,033	1,179	0,708	0,409	3,270	0,044	0,025	1,557	0,195	0,112	1,279	0,129	0,074
1974-1978	0,726	0,021	0,012	0,605	0,026	0,015	1,292	0,163	0,094	4,826	0,246	0,142	1,389	0,147	0,085	1,127	0,036	0,021
1969-1973	0,759	0,153	0,088	0,541	0,042	0,024	1,215	0,064	0,037	4,827	0,295	0,170	1,601	0,089	0,051	1,762	0,126	0,072
1964-1968	0,844	0,119	0,068	0,452	0,054	0,031	1,238	0,110	0,064	2,171	0,237	0,137	1,321	0,029	0,016	1,405	0,049	0,028
1959-1963	0,532	0,063	0,036	0,404	0,016	0,009	0,906	0,013	0,007	1,390	0,020	0,012	0,823	0,031	0,018	0,860	0,064	0,037
1954-1958	0,591	0,004	0,002	0,384	0,011	0,006	1,079	0,119	0,069	1,127	0,082	0,047	0,810	0,006	0,003	0,803	0,012	0,007
1949-1953	0,856	0,045	0,026	0,480	0,002	0,001	0,942	0,018	0,010	0,750	0,017	0,010	0,958	0,054	0,031	0,640	0,001	0,001
1944-1948	0,465	0,045	0,026	0,355	0,012	0,007	0,886	0,179	0,103	0,723	0,047	0,027	0,731	0,010	0,005	0,542	0,056	0,032
1939-1943	0,409	0,052	0,030	0,472	0,029	0,017	0,981	0,026	0,015	0,770	0,041	0,024	0,826	0,149	0,086	0,501	0,007	0,004
1934-1938	0,417	0,029	0,017	0,623	0,114	0,066	1,166	0,129	0,075	0,756	0,013	0,007	0,760	0,098	0,056	0,575	0,066	0,038
1929-1933	0,396	0,050	0,029							0,638	0,058	0,033	0,602	0,139	0,080	0,386	0,070	0,040
1924-1928	0,405	0,026	0,015							0,749	0,044	0,025	0,598	0,015	0,009	0,491	0,013	0,008
1919-1923	0,429	0,063	0,036							0,820	0,022	0,013	0,646	0,011	0,006	0,454	0,044	0,025
1914-1918	0,436	0,030	0,017							0,862	0,039	0,023	0,758	0,015	0,009	0,513	0,058	0,033
1908-1913	0,718	0,135	0,078													0,704	0,042	0,024
1904-1908																0,716	0,030	0,017

Tabela 8.1. Średnia zawartość cynku w drewnie *Pinus sylvestris* na badanych powierzchniach w latach 1904 – 2003. [mg/kg]

Lata	B			D			F			G			K			L		
	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE
1999-2003	5,005	0,253	0,146	13,135	0,035	0,020	11,475	1,186	0,684	7,856	0,250	0,144	15,634	0,265	0,153	21,887	6,100	3,522
1994-1998	7,053	0,129	0,074	15,739	0,330	0,191	17,026	1,996	1,152	10,610	0,080	0,046	35,389	2,120	1,224	19,560	2,171	1,253
1989-1993	7,016	0,405	0,234	18,350	3,325	1,919	18,435	0,125	0,072	12,375	1,226	0,708	18,992	1,926	1,112	26,179	10,113	5,839
1984-1988	16,147	5,233	3,021	23,849	0,925	0,534	36,812	2,696	1,556	17,574	1,495	0,863	41,391	10,902	6,294	42,915	0,115	0,066
1979-1983	20,432	0,645	0,372	32,686	2,150	1,242	57,222	1,005	0,580	40,367	2,811	1,623	64,771	13,494	7,791	49,478	2,845	1,643
1974-1978	18,350	0,735	0,424	40,623	0,715	0,413	36,582	4,758	2,747	66,267	13,931	8,043	42,970	14,276	8,242	79,970	17,993	10,388
1969-1973	16,413	2,563	1,480	33,408	1,145	0,661	40,015	3,116	1,799	80,523	5,476	3,162	51,283	11,726	6,770	110,449	0,850	0,491
1964-1968	20,724	0,365	0,211	29,468	1,745	1,008	26,905	0,085	0,049	40,207	2,585	1,493	33,532	4,864	2,808	84,609	2,885	1,666
1959-1963	13,215	0,085	0,049	22,634	1,470	0,849	24,584	0,950	0,549	25,700	3,292	1,901	43,927	18,886	10,904	41,387	2,861	1,652
1954-1958	13,992	0,535	0,309	24,042	1,345	0,777	30,107	0,770	0,445	24,267	1,400	0,808	37,385	17,074	9,858	37,649	6,568	3,792
1949-1953	20,742	2,567	1,482	24,830	2,431	1,404	25,255	0,025	0,014	18,415	0,125	0,072	45,677	25,285	14,598	24,255	2,096	1,210
1944-1948	10,921	0,965	0,557	20,269	2,732	1,577	22,571	3,062	1,768	20,925	6,193	3,575	30,632	6,180	3,568	24,187	8,154	4,708
1939-1943	8,450	0,680	0,392	20,333	1,440	0,832	23,252	1,030	0,595	13,552	1,866	1,078	19,157	1,641	0,947	18,968	0,470	0,271
1934-1938	8,932	1,517	0,876	23,713	4,652	2,686	30,760	0,260	0,150	14,020	0,130	0,075	19,802	4,852	2,801	19,195	2,397	1,384
1929-1933	9,728	0,517	0,299							12,793	1,150	0,664	11,907	0,745	0,430	13,863	0,770	0,445
1924-1928	10,220	0,020	0,012							12,736	1,361	0,786	8,303	0,365	0,210	20,262	0,980	0,566
1919-1923	9,746	0,421	0,243							13,148	0,430	0,248	8,271	0,670	0,387	15,885	2,387	1,378
1914-1918	10,545	0,085	0,049							17,095	2,572	1,485	8,967	0,495	0,286	18,673	3,993	2,305
1908-1913	13,648	0,755	0,436													25,234	3,508	2,025
1904-1908																20,815	1,095	0,632

Tabela 8.3. Średnia zawartość ołowiu w drewnie *Pinus sylvestris* na badanych powierzchniach w latach 1904 – 2003. [mg/kg]

Lata	B			D			F			G			K			L		
	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE
1999-2003	4,570	0,065	0,037	5,225	0,571	0,330	6,887	0,181	0,104	7,883	1,769	1,021	10,725	0,155	0,089	5,172	0,629	0,363
1994-1998	4,957	0,033	0,019	5,402	1,168	0,675	8,626	0,662	0,382	6,627	0,101	0,058	14,998	1,556	0,898	6,340	0,528	0,305
1989-1993	4,746	0,053	0,031	4,250	0,011	0,006	7,096	0,070	0,040	6,833	0,304	0,175	18,561	1,636	0,944	7,704	2,226	1,285
1984-1988	6,929	0,225	0,130	7,490	0,605	0,349	17,445	1,250	0,722	10,158	0,782	0,452	52,886	3,055	1,764	16,545	1,996	1,153
1979-1983	14,324	0,345	0,199	9,804	1,404	0,810	19,692	3,962	2,287	33,074	8,579	4,953	45,831	1,945	1,123	18,477	0,570	0,329
1974-1978	13,613	0,385	0,222	8,112	0,132	0,076	15,229	0,340	0,196	47,792	3,311	1,911	23,749	0,340	0,196	15,953	3,130	1,807
1969-1973	10,771	1,140	0,658	8,471	1,483	0,856	11,960	1,902	1,098	61,137	12,376	7,145	21,859	0,360	0,208	41,080	0,160	0,092
1964-1968	11,839	0,320	0,185	4,609	0,682	0,394	9,419	0,181	0,105	19,811	0,705	0,407	16,985	0,075	0,043	24,875	0,025	0,014
1959-1963	13,201	10,498	6,061	3,764	0,196	0,113	6,544	0,451	0,260	7,409	1,672	0,965	7,109	1,104	0,637	11,750	0,160	0,092
1954-1958	4,984	0,599	0,346	3,705	0,071	0,041	4,964	0,624	0,361	7,885	0,229	0,132	6,018	1,091	0,630	7,853	0,941	0,543
1949-1953	6,500	0,318	0,183	3,985	0,303	0,175	4,894	0,806	0,466	4,876	0,066	0,038	7,903	0,834	0,482	5,593	1,661	0,959
1944-1948	3,307	0,069	0,040	2,674	1,062	0,613	4,391	0,660	0,381	4,645	0,037	0,021	4,722	0,249	0,144	4,274	0,269	0,155
1939-1943	3,493	0,326	0,188	2,994	0,019	0,011	3,928	0,269	0,155	4,091	0,480	0,277	5,189	0,485	0,280	4,027	0,014	0,008
1934-1938	3,990	0,153	0,088	2,953	0,780	0,450	7,382	1,535	0,886	4,426	0,127	0,073	5,452	0,246	0,142	3,946	0,249	0,143
1929-1933	2,953	0,700	0,404							4,228	0,287	0,165	4,924	0,322	0,186	3,726	0,416	0,240
1924-1928	3,707	0,395	0,228							3,412	0,275	0,159	4,507	0,026	0,015	3,892	0,036	0,021
1919-1923	3,154	0,283	0,163							3,795	0,348	0,201	5,230	0,401	0,232	3,547	1,023	0,591
1914-1918	3,133	0,076	0,044							3,243	0,074	0,042	4,830	0,499	0,288	3,509	0,364	0,210
1908-1913	4,203	0,061	0,035							9,793	0,080	0,046				2,987	0,061	0,035
1904-1908																3,546	1,311	0,757

Tabela 8.4. Średnia zawartość żelaza w drewnie *Pinus sylvestris* na badanych powierzchniach w latach 1904 – 2003. [mg/kg]

Lata	B			D			F			G			K			L		
	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE
1999-2003	16,844	13,330	7,696	7,529	0,787	0,455	5,213	0,102	0,059	64,686	4,561	2,633	1,060	1,060	0,612	17,064	17,064	9,852
1994-1998	8,324	1,016	0,586	20,579	0,875	0,505	4,854	1,885	1,088	71,753	0,805	0,465	3,879	3,879	2,240	9,239	9,239	5,334
1989-1993	3,469	1,753	1,012	2,797	0,081	0,046	14,690	2,890	1,668	107,142	44,409	25,640	1,261	1,261	0,728	7,440	7,440	4,295
1984-1988	9,823	0,434	0,251	4,489	1,601	0,924	3,865	1,218	0,703	73,333	12,259	7,078	114,670	114,670	66,205	6,352	6,352	3,668
1979-1983	71,075	4,401	2,541	35,328	22,799	13,163	5,152	2,122	1,225	202,165	10,151	5,861	123,415	123,415	71,254	1,881	1,881	1,086
1974-1978	15,126	0,570	0,329	7,764	10,793	6,231	5,063	1,435	0,828	457,833	47,371	27,350	6,802	6,802	3,927	34,152	34,152	19,718
1969-1973	32,952	27,401	15,820	7,055	6,317	3,647	19,407	12,077	6,973	454,318	18,951	10,942	2,571	2,571	1,485	13,252	13,252	7,651
1964-1968	5,240	3,803	2,196	18,520	16,512	9,533	4,370	2,859	1,651	164,300	0,200	0,115	1,080	1,080	0,624	7,454	7,454	4,303
1959-1963	20,149	14,277	8,243	12,018	20,294	11,717	10,747	5,292	3,055	91,001	11,177	6,453	12,548	12,548	7,245	0,890	0,890	0,514
1954-1958	5,018	2,911	1,680	12,245	12,511	7,223	19,304	12,291	7,096	66,319	6,012	3,471	10,492	10,492	6,057	1,816	1,816	1,049
1949-1953	25,357	14,160	8,175	5,671	3,284	1,896	14,389	13,003	7,507	40,083	0,685	0,395	11,120	11,120	6,420	0,241	0,241	0,139
1944-1948	4,246	4,701	2,714	2,365	0,890	0,514	1,537	0,708	0,409	25,227	4,817	2,781	0,883	0,883	0,510	8,760	8,760	5,058
1939-1943	9,706	10,298	5,945	2,367	1,527	0,881	4,236	0,957	0,553	33,989	7,576	4,374	0,511	0,511	0,295	0,240	0,240	0,138
1934-1938	10,592	8,037	4,640	2,716	3,251	1,877	5,471	5,070	2,927	33,417	2,756	1,591	0,577	0,577	0,333	2,533	2,533	1,463
1929-1933	3,974	0,022	0,012							24,023	0,505	0,292	0,238	0,238	0,138	1,600	1,600	0,924
1924-1928	4,890	4,418	2,551							15,973	7,251	4,186	1,113	1,113	0,642	0,110	0,110	0,064
1919-1923	8,858	8,446	4,876							11,450	0,170	0,098	1,436	1,436	0,829	0,613	0,613	0,354
1914-1918	2,949	0,222	0,128							18,944	2,512	1,450	1,592	1,592	0,919	0,463	0,463	0,267
1908-1913	11,486	11,554	6,671							22,634	9,107	5,258				0,394	0,394	0,227
1904-1908																0,316	0,316	0,182

Tabela 8.5. Średnia zawartość miedzi w drewnie *Pinus sylvestris* na badanych powierzchniach w latach 1904 – 2003. [mg/kg]

Lata	B			D			F			G			K			L		
	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE
1999-2003	0,315	0,255	0,147	1,604	0,262	0,151	0,755	0,218	0,126	1,112	0,003	0,001	1,204	0,397	0,229	2,366	1,330	0,768
1994-1998	0,369	0,312	0,180	0,730	0,060	0,035	0,997	0,061	0,035	0,322	0,267	0,154	2,866	1,370	0,791	1,448	0,041	0,023
1989-1993	0,730	0,264	0,153	0,493	0,149	0,086	0,668	0,174	0,101	0,565	0,300	0,173	4,180	1,262	0,729	1,457	0,386	0,223
1984-1988	0,745	0,281	0,162	0,719	0,080	0,046	3,433	0,495	0,286	0,580	0,117	0,067	12,679	7,023	4,055	2,689	0,375	0,216
1979-1983	2,889	0,378	0,218	1,493	0,297	0,172	1,101	1,179	0,681	1,091	0,432	0,250	11,983	9,705	5,603	2,555	0,361	0,209
1974-1978	0,845	0,119	0,068	1,502	0,549	0,317	0,335	0,333	0,193	2,833	0,936	0,540	3,062	1,504	0,868	4,761	1,533	0,885
1969-1973	0,721	0,213	0,123	0,985	0,128	0,074	0,903	0,417	0,241	1,765	0,456	0,263	1,161	0,186	0,108	11,385	2,704	1,561
1964-1968	0,457	0,012	0,007	0,564	0,032	0,018	0,582	0,225	0,130	1,502	0,120	0,069	1,176	0,061	0,035	2,877	0,613	0,354
1959-1963	0,785	0,390	0,225	0,546	0,111	0,064	0,382	0,378	0,218	0,132	0,132	0,076	1,503	0,879	0,507	2,562	1,345	0,776
1954-1958	0,205	0,115	0,066	0,521	0,099	0,057	0,867	0,266	0,154	0,571	0,267	0,154	1,246	0,566	0,327	1,645	0,232	0,134
1949-1953	0,168	0,063	0,037	0,611	0,374	0,216	0,731	0,241	0,139	0,150	0,064	0,037	1,366	0,614	0,355	0,766	0,119	0,068
1944-1948	0,272	0,074	0,043	0,585	0,040	0,023	0,696	0,367	0,212	0,235	0,218	0,126	1,218	0,046	0,026	0,793	0,339	0,196
1939-1943	0,275	0,015	0,009	0,444	0,061	0,035	1,123	0,892	0,515	0,358	0,137	0,079	0,970	0,041	0,023	0,237	0,235	0,136
1934-1938	0,137	0,038	0,022	0,675	0,214	0,123	0,598	0,005	0,003	0,073	0,057	0,033	0,873	0,278	0,160	0,635	0,098	0,056
1929-1933	0,188	0,014	0,008							0,063	0,054	0,031	0,363	0,174	0,100	0,457	0,003	0,002
1924-1928	0,244	0,322	0,186							0,893	0,265	0,153	0,764	0,288	0,166	0,898	0,157	0,090
1919-1923	0,341	0,136	0,078							0,441	0,125	0,072	1,141	0,337	0,194	0,507	0,022	0,012
1914-1918	0,218	0,114	0,066							0,461	0,009	0,005	1,142	0,519	0,300	0,893	0,416	0,240
1908-1913	0,193	0,100	0,058							0,752	0,308	0,178				0,939	0,297	0,172
1904-1908																0,799	0,081	0,046

Tabela .8.6. Średnia zawartość manganu w drewnie *Pinus sylvestris* na badanych powierzchniach w latach 1904 – 2003. [mg/kg]

Lata	B			D			F			G			K			L		
	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE
1999-2003	6,970	0,056	0,032	2,508	0,317	0,183	8,856	0,891	0,515	13,955	1,451	0,838	21,754	1,185	0,684	9,905	0,491	0,283
1994-1998	7,264	0,350	0,202	2,116	0,031	0,018	9,413	0,912	0,527	15,459	2,077	1,199	30,570	0,120	0,069	9,720	0,231	0,133
1989-1993	8,820	0,052	0,030	2,056	0,035	0,020	10,544	0,235	0,136	18,005	0,175	0,101	29,514	0,485	0,280	11,300	0,595	0,344
1984-1988	12,945	1,080	0,624	2,006	0,193	0,111	15,422	1,095	0,632	22,265	0,045	0,026	50,973	3,976	2,296	20,085	0,760	0,439
1979-1983	20,895	3,263	1,884	3,870	1,077	0,622	12,322	10,374	5,989	41,478	1,750	1,010	56,301	13,241	7,644	22,947	3,268	1,887
1974-1978	16,510	0,120	0,069	3,830	0,141	0,081	18,600	2,101	1,213	64,507	1,000	0,577	35,665	0,285	0,165	24,150	4,250	2,454
1969-1973	15,846	4,006	2,313	2,325	0,005	0,003	18,176	0,690	0,398	105,402	37,112	21,427	38,072	0,805	0,465	38,009	1,600	0,924
1964-1968	19,014	0,295	0,170	3,438	0,276	0,159	16,993	0,395	0,228	43,457	1,425	0,823	28,480	0,200	0,115	31,561	0,865	0,499
1959-1963	11,549	0,655	0,378	2,491	0,475	0,274	15,269	1,546	0,892	29,931	1,240	0,716	21,675	0,005	0,003	18,549	1,345	0,777
1954-1958	10,570	0,030	0,017	2,538	0,371	0,214	15,035	0,065	0,038	28,913	0,525	0,303	19,080	0,160	0,092	17,653	1,125	0,650
1949-1953	18,342	1,215	0,702	2,630	0,456	0,263	14,756	0,885	0,511	19,758	1,435	0,829	23,438	4,703	2,715	14,636	1,971	1,138
1944-1948	9,734	0,472	0,273	3,038	0,421	0,243	12,166	2,970	1,715	19,064	1,145	0,661	19,212	0,555	0,320	12,701	0,585	0,338
1939-1943	8,079	0,121	0,070	3,078	0,085	0,049	16,788	0,500	0,289	18,366	2,748	1,586	19,992	1,645	0,950	7,021	6,952	4,014
1934-1938	8,648	0,172	0,099	3,605	0,409	0,236	23,228	0,510	0,294	17,554	1,816	1,048	17,553	2,221	1,283	12,874	0,315	0,182
1929-1933	10,566	0,667	0,385							16,449	2,834	1,636	15,035	0,185	0,107	11,334	0,225	0,130
1924-1928	9,000	1,756	1,014							17,041	0,605	0,349	17,580	0,695	0,401	13,572	0,800	0,462
1919-1923	9,028	0,709	0,409							17,384	0,325	0,188	21,485	0,085	0,049	12,594	0,205	0,118
1914-1918	9,577	1,885	1,088							19,816	1,515	0,875	16,284	0,285	0,165	13,384	1,150	0,664
1908-1913	9,007	0,264	0,152													13,691	1,416	0,817
1904-1908																15,480	0,050	0,029

Tabela 8.7. Średnia zawartość magnezu w drewnie *Pinus sylvestris* na badanych powierzchniach w latach 1904 – 2003. [mg/kg]

Lata	B			D			F			G			K			L		
	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE	średnia	SD	SE
1999-2003	45,920	0,340	0,196	67,310	0,010	0,006	50,331	2,370	1,368	45,596	4,647	2,683	77,913	5,141	2,968	63,838	0,810	0,468
1994-1998	42,099	0,570	0,329	59,320	0,190	0,110	44,526	3,021	1,744	42,074	3,391	1,958	74,613	4,316	2,492	61,861	5,897	3,405
1989-1993	46,615	0,195	0,113	63,142	3,515	2,030	47,063	1,875	1,083	92,781	5,506	3,179	74,674	4,040	2,333	72,205	0,395	0,228
1984-1988	75,571	3,295	1,903	71,615	1,510	0,872	78,815	9,366	5,407	129,542	6,701	3,869	128,978	4,100	2,367	136,401	6,351	3,667
1979-1983	116,701	11,805	6,816	113,683	3,400	1,963	100,222	33,288	19,219	268,499	1,400	0,808	109,182	6,651	3,840	176,974	13,653	7,883
1974-1978	108,598	1,000	0,577	118,223	7,401	4,273	96,158	5,981	3,453	422,213	87,708	50,638	100,196	1,500	0,866	176,549	0,950	0,548
1969-1973	104,014	12,252	7,074	136,306	23,830	13,758	90,355	4,330	2,500	493,271	63,895	36,890	106,539	2,650	1,530	285,719	17,603	10,163
1964-1968	123,100	0,300	0,173	130,997	1,500	0,866	87,382	3,070	1,773	252,105	8,250	4,763	90,064	4,085	2,359	233,996	29,119	16,812
1959-1963	80,834	3,875	2,237	90,451	8,218	4,745	88,479	17,097	9,871	192,619	9,701	5,601	68,393	3,015	1,741	143,924	13,955	8,057
1954-1958	78,908	2,360	1,363	88,080	4,275	2,468	65,612	3,605	2,082	169,849	1,150	0,664	72,587	2,795	1,614	141,647	6,701	3,869
1949-1953	112,386	12,006	6,931	71,061	7,123	4,112	46,269	0,580	0,335	114,698	13,157	7,596	84,163	2,475	1,429	102,756	4,610	2,662
1944-1948	51,307	8,184	4,725	61,534	1,975	1,140	42,339	6,080	3,510	104,848	8,928	5,154	89,707	4,495	2,595	90,318	18,578	10,726
1939-1943	43,604	0,525	0,303	84,221	2,120	1,224	48,335	1,150	0,664	94,010	6,516	3,762	83,239	0,620	0,358	82,649	14,704	8,490
1934-1938	49,824	8,751	5,053	105,159	6,476	3,739	69,605	0,195	0,113	85,340	9,865	5,696	64,363	16,294	9,407	73,404	9,046	5,223
1929-1933	51,494	4,677	2,700							74,960	9,256	5,344	53,942	2,380	1,374	52,165	1,735	1,002
1924-1928	48,204	1,280	0,739							82,990	8,799	5,080	61,511	6,188	3,572	50,887	5,458	3,151
1919-1923	53,726	3,291	1,900							89,898	1,965	1,135	74,198	4,811	2,778	56,692	1,075	0,621
1914-1918	60,088	0,790	0,456							97,272	10,059	5,808	83,082	1,145	0,661	63,279	8,516	4,917
1908-1913	81,464	0,785	0,453													76,615	9,717	5,610
1904-1908																82,055	0,415	0,240



Fot 1 – Powierzchnia B



Fot. 2 – Powierzchnia D



Fot. 3 – Powierzchnia F



Fot. 4 – Powierzchnia G



Fot. 5 – Powierzchnia K



Fot. 6 – Powierzchnia L